

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES

САНКТ-ПЕТЕРБУРГСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР РАН
ST. PETERSBURG RESEARCH CENTER OF RAS

ФУНДАМЕНТАЛЬНАЯ И ПРИКЛАДНАЯ ГИДРОФИЗИКА

ТОМ 17, № 2
2024

FUNDAMENTAL AND APPLIED HYDROPHYSICS

VOL. 17, No. 2
2024

Учредители:
РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
САНКТ-ПЕТЕРБУРГСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР
РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

ФУНДАМЕНТАЛЬНАЯ И ПРИКЛАДНАЯ ГИДРОФИЗИКА

Том 17 № 2 2024

Основан в 2008 г.

Выходит 4 раза в год
ISSN 2073-6673 (Print)
ISSN 2782-5221 (Online)

*Журнал издается под руководством
Отделения наук о Земле РАН*

Главный редактор
Член-корреспондент РАН
Анатолий Александрович Родионов

Научные редакторы выпуска
Доктор физико-математических наук
Владимир Алексеевич Рябченко
Член-корреспондент РАН
Николай Николаевич Филатов

Журнал входит в Перечень ВАК для опубликования работ
соискателей ученых степеней по специальностям:

- 1.3.6. Оптика (физико-математические науки)
- 1.3.7. Акустика (технические науки)
- 1.6.17. Океанология (физико-математические науки)
- 1.6.17. Океанология (географические науки)
- 2.5.17. Теория корабля и строительная механика (технические науки)

Свидетельство о регистрации печатного СМИ: ПИ № ФС77-69420 от 14 апреля 2017 г.
Подписной индекс по интернет-каталогу «Пресса России» — 54160

Адрес редакции и издателя: 199034, Санкт-Петербург,
Санкт-Петербургский научный центр РАН
Университетская наб., д. 5
Телефон 8(812) 328-50-66
nsgf2008@yandex.ru
<https://hydrophysics.spbrc.ru>

Редактор: *А. В. Сторожевых*

Подготовка оригинал-макета: *Н. В. Стасеева*

Подписано к печати 20.06.2024 г. Дата выпуска в свет 30.06.2024 г. Формат 60 × 84¹/₈.
Печать цифровая. Усл. печ. л. 15,58. Тираж 50 экз. Тип. зак. № 3521.

Отпечатано в Издательско-полиграфическом центре
Политехнического университета Петра Великого
195251, Санкт-Петербург, Политехническая ул., д. 29.
Телефон 8(812) 552-77-17, 552-66-19, 550-40-14
tipog@spbstu.ru
www.polytechpress.ru

Founders:
RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES

SAINT-PETERSBURG RESEARCH CENTER
OF THE RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES

FUNDAMENTAL AND APPLIED HYDROPHYSICS

Vol. 17 No. 2 2024

Founded in 2008

Publication frequency: quarterly

ISSN 2073-6673 (Print)

ISSN 2782-5221 (Online)

*The Journal is published under conduction of
the Department of Earth Sciences RAS*

Chief Editor

Corresponding Member of RAS

Anatoly A. Rodionov

Scientific Editors

Doctor of Phys.-Math. Sciences

Vladimir A. Ryabchenko

Corresponding Member of RAS

Nikolay N. Filatov

Certificate of registration of the journal in the form of printed media ПИ № ФС77-69420 of 14.04.2017
Subscription index in the Internet-catalogue "Pressa Rossii" — 54160

Address of the editorial office and publisher: Russia, St. Petersburg, 199034,
St. Petersburg Research Center of the Russian Academy of Sciences
Universitetskaya Nab., 5

Phone: +7(812) 328-50-66

E-mail: nsgf2008@yandex.ru

<https://hydrophysics.spbrc.ru>

Editing: *A. V. Storozhevykh*

Production of the original layout: *N. V. Staseeva*

Signed for printing: 20.06.2024. Issued: 30.06.2024. Format: 60 × 84¹/₈.

Digital printing. Printed sheets: 15.58. Circulation: 50 pcs. Order No. 3521.

Publishing and printing center of Peter the Great St. Petersburg Polytechnic University

195251, St. Petersburg, Polytechnicheskaya Ul., 29.

Phone: 8(812) 552-77-17, 552-66-19, 550-40-14

tipog@spbstu.ru

www.polytechpress.ru

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

- Алексеев Генрих Васильевич*, д.г.н. (ФГБУ Арктический и антарктический научно-исследовательский институт, Санкт-Петербург)
- Белоненко Татьяна Васильевна*, д.г.н. (Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург)
- Долин Лев Сергеевич*, к.ф.-м.н. (Федеральный исследовательский центр Институт прикладной физики РАН, Нижний Новгород)
- Ерёмина Татьяна Рэмовна*, к.ф.-м.н. (Российский государственный гидрометеорологический университет, Санкт-Петербург)
- Журбас Виктор Михайлович*, д.ф.-м.н. (Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва)
- Завьялов Петр Олегович*, член-корреспондент РАН (Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва)
- Зацепин Андрей Георгиевич*, д.ф.-м.н. (Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва)
- Зимин Алексей Вадимович*, д.г.н. (Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург)
- Иванов Михаил Павлович*, к.б.н. (Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург)
- Керимов Ибрагим Ахмедович*, д.ф.-м.н., академик Академии наук Чеченской Республики (Институт физики Земли им. О.Ю. Шмидта РАН, Москва)
- Крюков Юрий Семенович*, д.т.н. (ФГУП Научно-исследовательский институт прикладной акустики, Дубна)
- Кустова Елена Владимировна*, д.ф.-м.н. (Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург)
- Малый Владимир Владимирович*, д.т.н. (Санкт-Петербургский институт информатики РАН, Санкт-Петербург)
- Митник Леонид Моисеевич*, д.ф.-м.н. (Тихоокеанский океанологический институт им. В.И. Ильичева ДВО РАН, Владивосток)
- Морозов Евгений Георгиевич*, д.ф.-м.н. (Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва)
- Пелиновский Ефим Наумович*, д.ф.-м.н. (Федеральный исследовательский центр Институт прикладной физики РАН, Нижний Новгород)
- Рябченко Владимир Алексеевич* (**зам. главного редактора**), д.ф.-м.н. (Санкт-Петербургский филиал Института океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Санкт-Петербург)
- Смирнов Валентин Георгиевич*, д.и.н. (ФКУ «Российский государственный архив Военно-Морского Флота», Санкт-Петербург)
- Софьяна Екатерина Владимировна* (**ответственный секретарь**), к.ф.-м.н. (Санкт-Петербургский филиал Института океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Санкт-Петербург)
- Стурова Изольда Викторовна*, д.ф.-м.н. (Институт гидродинамики им. М.А. Лаврентьева СО РАН, Новосибирск)
- Суторихин Игорь Анатольевич*, д.ф.-м.н. (Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул)
- Чаликов Дмитрий Викторович*, д.ф.-м.н. (Санкт-Петербургский филиал Института океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Санкт-Петербург)
- Широкова Вера Александровна*, д.г.н. (Институт истории естествознания и техники им. С.И. Вавилова РАН, Москва)

РЕДАКЦИОННЫЙ СОВЕТ

- Бабанин Александр Владимирович* (Мельбурнский Университет, Мельбурн, Австралия)
- Бондур Валерий Григорьевич*, академик РАН (Научно-исследовательский институт аэрокосмического мониторинга «Аэрокосмос», Москва, Россия)
- Вильнит Игорь Владимирович* (АО Центральное конструкторское бюро морской техники «Рубин», Санкт-Петербург, Россия)
- Голицын Георгий Сергеевич*, академик РАН (Институт физики атмосферы им. А.М. Обухова РАН, Москва, Россия)
- Гусев Андрей Вадимович* (АО «Морские неакустические комплексы и системы», Санкт-Петербург, Россия)
- Дорофеев Владимир Юрьевич* (АО Санкт-Петербургское морское бюро машиностроения «Малахит», Санкт-Петербург, Россия)
- Зосимов Виктор Васильевич* (ФГУП Научно-исследовательский институт прикладной акустики, Дубна, Россия)
- Кортаев Геннадий Константинович*, член-корреспондент РАН (Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия)
- Кай Мюрберг* (Финский институт окружающей среды, Хельсинки, Финляндия)
- Нигматулин Роберт Искандерович*, академик РАН (Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва, Россия)
- Пешехонов Владимир Григорьевич*, академик РАН (АО Концерн «Центральный научно-исследовательский институт «Электроприбор», Санкт-Петербург, Россия)
- Рудской Андрей Иванович*, академик РАН (Санкт-Петербургский политехнический университет Петра Великого, Санкт-Петербург, Россия)
- Румянцев Владислав Александрович*, академик РАН (Санкт-Петербургский научный центр РАН, Санкт-Петербург, Россия)
- Селезнев Игорь Александрович* (АО Концерн «Океанприбор», Санкт-Петербург, Россия)
- Соомере Тармо*, академик (Президент Эстонской академии наук, Таллин, Эстония)
- Филатов Николай Николаевич*, член-корреспондент РАН (Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, Петрозаводск, Россия)
- Филимонов Анатолий Константинович* (АО Концерн «Морское Подводное Оружие — Гидроприбор», Санкт-Петербург, Россия)

EDITORIAL BOARD

- Aleksei V. Zimin*. Dr.Sci., St. Petersburg State University, St. Petersburg, Russia
- Andrey G. Zatsepin*. Dr.Sci., P.P. Shirshov Institute of Oceanology of RAS, Moscow, Russia
- Dmitry V. Chalikov*. Dr. Sci., St. Petersburg Department of the P.P. Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, Russia
- Efim N. Pelinovsky*. Dr. Sci., Institute of Applied Physics of the Russian Academy of Sciences, Nizhny Novgorod, Russia
- Ekaterina V. Sofina* (**Executive Secretary**). Cand.Sci., St. Petersburg Department of the P.P. Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, Russia
- Elena V. Kustova*. Dr. Sci., St. Petersburg State University, St. Petersburg, Russia
- Evgeniy G. Morozov*. Dr. Sci., P.P. Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia
- Genrikh V. Alekseev*. Dr. Sci., Arctic and Antarctic Research Institute, St. Petersburg, Russia
- Ibragim A. Kerimov*, Dr. Sci., Academician of the Academy of Sciences of the Chechen Republic (Schmidt Institute of Physics of the Earth of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia)
- Igor A. Sutorikhin*. Dr. Sci., Institute for Water and Environmental Problems, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Barnaul, Russia
- Izolda V. Sturova*. Dr. Sci., Lavrentyev Institute of Hydrodynamics, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Novosibirsk, Russia
- Leonid M. Mitnik*. Dr. Sci., V.I. Il'ichev Pacific Oceanological Institute, Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences, Vladivostok, Russia
- Lev S. Dolin*. Cand.Sci., Institute of Applied Physics of the Russian Academy of Sciences, Nizhny Novgorod, Russia
- Mikhail P. Ivanov*. Cand.Sci., St. Petersburg State University, St. Petersburg, Russia
- Pyotr O. Zavyalov*. Corresponding member of RAS, P.P. Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia
- Tatyana R. Yeremina*. Cand.Sci., Russian State Hydrometeorological University, St. Petersburg, Russia
- Tatyana V. Belonenko*. Dr. Sci., St. Petersburg State University, St. Petersburg, Russia
- Valentin G. Smirnov*, Dr. Sci., Russian State Naval Archives, St. Petersburg, Russia
- Vera A. Shirokova*, Dr. Sci., S.I. Vavilov Institute for the History of Science and Technology of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia
- Victor M. Zhurbas*. Dr.Sci., P.P. Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia
- Vladimir A. Ryabchenko* (**Deputy Chief Editor**). Dr. Sci., St. Petersburg Department of the P.P. Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, Russia
- Vladimir V. Malyj*. Dr. Sci., St. Petersburg Institute for Informatics and Automation, St. Petersburg, Russia
- Yuri S. Kryukov*. Dr. Sci., Research Institute of Applied Acoustics, Dubna, Russia

EDITORIAL COUNCIL

- Alexander V. Babanin*. The University of Melbourne, Melbourne, Australia
- Anatoly K. Filimonov*. JSC "Concern "Sea underwater weapon — Gidropribor", St. Petersburg, Russia
- Andrey I. Rudskoy*. Academician of RAS, Peter the Great St. Petersburg Polytechnic University, St. Petersburg, Russia
- Andrey V. Gusev*. JSC "Morskiye Neakusticheskiye Komplekсы i Sistemy", St. Petersburg, Russia
- Gennadiy K. Korotaev*. Corresponding member of RAS, Marine Hydrophysical Institute of the Russian Academy of Sciences, Sevastopol, Russia
- Georgy S. Golitsyn*. Academician of RAS, A.M. Obukhov Institute of Atmospheric Physics of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia
- Igor A. Seleznev*. JSC "Concern "Oceanpribor", St. Petersburg, Russia
- Igor V. Vilnit*. JSC "Central Design Bureau for Marine Engineering "Rubin", St. Petersburg, Russia
- Kai Myrberg*. Finnish Environment Institute, Helsinki, Finland
- Nikolay N. Filatov*. Corresponding member of RAS, Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, Russia
- Robert I. Nigmatulin*. Academician of RAS, P.P. Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia
- Tarmo Soomere*. Academician of EAS, President of the Estonian Academy of Sciences, Tallinn, Estonia
- Valery G. Bondur*. Academician of RAS, AEROCOSMOS Research Institute for Aerospace Monitoring, Moscow, Russia
- Vladimir G. Peshekhonov*. Academician of RAS, JSC "Concern CSRI Elektropribor", St. Petersburg, Russia
- Vladimir Yu. Dorofeev*. JSC "St. Petersburg Marine Design Bureau "MALACHITE", St. Petersburg, Russia
- Vladislav A. Rumyantsev*. Academician of RAS, St. Petersburg Research Center of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, Russia
- Victor V. Zosimov*. Research Institute of Applied Acoustics, Dubna, Russia

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие	8
Филатов Н.Н., <u>Савчук О.П.</u> , Баклагин В.Н., Галахина Н.Е., Зобков М.Б., Исаев А.В., Кондратьев С.А., Калинкина Н.М., Новикова Ю.С., Расулова А.М., Шмакова М.В. Диагноз состояния и изменений экосистемы Онежского озера и водосбора на основе информационно-аналитической системы	10
Ермина Т.Р., Хаймина О.В., Владимирова О.М. Влияние климатических и социально-экономических изменений на состояние экосистем Балтийского моря	25
Чубаренко Б.В., Горбунова Ю.А., Домнин Д.А. Сценарный анализ социально-экономических и климатических изменений нагрузки и удержания биогенных веществ в водосборе реки Преголи (Юго-Восточная Балтика): взгляд на начало XXI века (на англ. яз.)	35
Исаев А.В., Рябченко В.А., Коник А.А. Воспроизведение современного климатического состояния экосистемы Ладожского озера	50
Березина Н.А., Камардин Н.Н., Шаров А.Н. Биоаккумуляция кадмия и меди в разных районах восточной части Финского залива	66
Максимов А.А., Березина Н.А., Максимова О.Б. Макрозообентос восточной части Финского залива: современное состояние и влияние на биогеохимические процессы	81
Пака В.Т., Журбас В.М., Голенко М.Н., Корж А.О., Кондрашов А.А. Изменчивость потока соленой воды в канале Хобург, Балтийское море: измерения и моделирование НЕМО (на англ. яз.)	94
Тихонова Н.А., Захарчук Е.А., Гусев А.В., Травкин В.С., Павловский А.А. Влияние современных намывов территорий на изменения уровня в Невской губе во время штормовых нагонов в условиях работы комплекса защиты Санкт-Петербурга от наводнений	103
История науки и техники в области гидрофизики	
Минина Т.Р., <u>Меншуткин В.В.</u> , Филатов Н.Н. О математическом моделировании в лимнологии, океанологии, экологии и экономике в работах В.В. Меншуткина	119

CONTENTS

Preface	8
<i>Filatov N.N., Savchuk O.P., Baklagin V.N., Galakhina N.E., Zobkov M.B., Isaev A.V., Kondratyev S.A., Kalinkina N.M., Novikova I.S., Rasulova A.M., Shmakova M.V.</i> Diagnosis of the state and changes in the ecosystem of Lake Onego and watershed based on the information-analytical system	10
<i>Eremina T.R., Khaimina O.V., Vladimirova O.M.</i> The effect of climate and socio-economic changes on the state of the Baltic Sea ecosystems	25
<i>Chubarenko B., Gorbunova J., Domnin D.</i> A scenario analysis of socio-economic and climate related changes in nutrient load and retention for the Pregolya River catchment (South-Eastern Baltic): the view at the beginning of 21 st century	35
<i>Isaev A.V., Ryabchenko V.A., Konik A.A.</i> Reproduction of the current climatic state of the Lake Ladoga ecosystem	50
<i>Berezina N.A., Kamardin N.N., Sharov A.N.</i> Bioaccumulation of cadmium and copper in different areas of the eastern part of the Gulf of Finland	66
<i>Maximov A.A., Berezina N.A., Maximova O.B.</i> Macrozoobenthos of the eastern Gulf of Finland: current state and influence on biogeochemical processes	81
<i>Paka V.T., Zhurbas V.M., Golenko M.N., Korzh A.O., Kondrashov A.A.</i> Variability of saltwater flow in the Hoburg Channel, Baltic Sea: in situ measurements vs NEMO modelling	94
<i>Tikhonova N.A., Zakharchuk E.A., Gusev A.V., Travkin V.S., Pavlovsky A.A.</i> The influence of modern alluvial areas on sea level changes in the Neva Bay during storm surges in the conditions of operation of the Saint Petersburg flood prevention facility complex	103
<i>The history of science and technics in hydrophysics</i>	
<i>Minina T.R., Menshutkin V.V., Filatov N.N.</i> About mathematical modeling in limnology, oceanology, ecology and economics in the works of V.V. Menshutkin	119



ПРЕДИСЛОВИЕ

Дорогие коллеги,

15 августа 2023 года не стало Олега Павловича Савчука¹, выдающегося ученого, пионера в моделировании биогеохимических циклов в Балтийском и Белом морях, Ладожском и Онежском озерах. Начал он свою научную деятельность в Институте географии на географическом факультете ЛГУ под руководством д. г. н. Ю. Н. Сергеева. Сначала работал в должности старшего инженера, а с 1978 г. — младшим научным сотрудником того же института. В 1977 г. защитил в ЛГУ кандидатскую диссертацию «Математическое моделирование динамики азота в море». В 1980 г. перешел по конкурсу

на должность старшего научного сотрудника в Ленинградское Отделение Государственного океанографического института (ЛО ГОИН). В 1987 г. назначен на должность заведующего Лабораторией проблем Балтийского моря этого института. В 1981–1999 гг. О. П. Савчук — заместитель научного координатора Российского национального проекта «Балтика», в котором он занимался исследованием эвтрофикации — одной из ключевых проблем Балтийского моря. Он активно принимал участие с докладами в многочисленных международных конференциях по Балтийскому морю, активно работал в проекте «Балтийский Университет» в ЛГМИ (РГГМУ). В 2000-х гг. в период реализации международного проекта «Балтийский Плавающий Университет», осуществляемого РГГМУ при поддержке Международной Океанографической Комиссии ЮНЕСКО, Олег Павлович увлеченно читал лекции об эвтрофикации Балтийского моря. Как высококвалифицированный специалист по биогеохимии морских систем в начале 1990-х гг. был приглашен в Стокгольмский университет, где работал в группе профессора Фредрика Вульфа сначала в департаменте системной экологии, а затем в Институте «Балтийское гнездо» (The Baltic Nest Institute, BNI) при Стокгольмском университете над созданием математической модели экосистемы Балтийского моря. Модель была разработана в рамках шведской программы по морским исследованиям эвтрофикации MARE (Marine Research on Eutrophication) и развивалась далее в Институте «Балтийское гнездо». Эти исследования, позже дополненные сотрудничеством с Бо Густафссоном из Гетеборгского университета, привели к разработке нескольких долгосрочных биогеохимических моделей сопряженных циклов азота, фосфора и кремния в Балтийском море, которые описывают как физические, так и биохимические процессы в воде, а также взаимодействия пелагиали и бентали. Олег Павлович участвовал в разработке нескольких моделей: долгосрочной крупномасштабной модели эвтрофикации Балтийского моря BALTSEM (the Baltic sea Long-Term large-Scale Eutrophication Model) под руководством проф. Ф. Вульфа; Санкт-Петербургской модели эвтрофикации Балтийского моря SPBEM (St. Petersburg Baltic Eutrophication Model) совместно с коллегами из СПбФ ИО РАН и РГГМУ; Санкт-Петербургской Модели Экосистемы Озера SPLEM (St. Petersburg Lake Ecosystem Model) совместно с коллегами из СПбФ ИО РАН и ИВПС КарНЦ РАН. Эти модели были успешно реализованы в рамках ряда проектов и теперь предлагаются к использованию для систем поддержки принятия решений для озер, Балтийского и Белого морей.

Олег Павлович никогда не терял связь с родиной, продолжая работать в ЛО ГОИН (современное название СПО ФГБУ «ГОИН»), а также на кафедре океанологии СПбГУ, где блестяще читал курсы лекций «Математическое моделирование морских экосистем» и «Гидрометеорологические основы охраны окружающей среды» в качестве старшего преподавателя, а потом доцента. Разработанная при участии О. П. Савчука программа MARE NEST, впоследствии была включена в учебную дисциплину «Теория моделирования экосистем» океанологического факультета РГГМУ.

¹ На фото: О. П. Савчук. Источник: Стокгольмский университет. URL: <https://www.su.se/english/profiles/oleg-1.192861> (дата обращения: 15.04.2024)

Ссылка для цитирования: Рябченко В. А., Филатов Н. Н. Предисловие // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2024. Т. 17, № 2. С. 8–9. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-1

For citation: Ryabchenko V. A., Filatov N. N. Preface. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2024, 17, 2, 8–9. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-1

В целом, в течение последних 50-ти лет он занимался разработкой и внедрением имитационных моделей для экосистем Северного, Балтийского, Баренцева и Белого морей, а также с 2018 по 2023 г. для Ладожского и Онежского озёр. Приглашался как авторитетный рецензент в ряд высокорейтинговых международных журналов, таких как *Ambio*, *Boreal Environment Research*, *Deep-Sea Research*, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, *Hydrobiologia*, *Journal of Marine Systems*, *Marine Biology Research*, *Marine Chemistry*. Как отметил Бо Густафссон в своем письме памяти О. П. Савчука, «...он был настоящим пионером в моделировании Балтийского моря, и без его вклада не было бы схемы снижения содержания питательных веществ в Плане Действий по Балтийскому морю...». О. П. Савчук — автор более 170-ти научных высокорейтинговых публикаций, соавтор нескольких монографий, посвященных Балтийскому и Белому морям, озерам. Олег Павлович отличался широкой эрудицией, высокой трудоспособностью, критическим мышлением и неиссякаемым оптимизмом, пользовался большим авторитетом среди коллег в России и за рубежом. Он оставил о себе добрую память, являясь идеологом, консультантом и непосредственным исполнителем работ в области математического моделирования морских и озёрных экосистем.

Отметим широту знаний, интересов О. П. Савчука. Это океанология, лимнология, морская химия, химическая океанография, биогеохимия, функционирование экосистем, эвтрофикация, качество вод, водные экосистемы, моделирование экосистем и биогеохимических циклов, экология прибрежных районов и эстуариев, углеродный цикл, оценка влияния климата на водные системы.

Учитывая большой вклад Олега Павловича в океанологию и лимнологию, разработку биогеохимических и экосистемных моделей, влияние, которое он оказал на проводимые исследования морей и озёр в российских и зарубежных институтах и университетах, редакция журнала «Фундаментальная и прикладная гидрофизика» подготовила специальный выпуск журнала, посвященный его памяти. Этот выпуск открывает работа, в которой О. П. Савчук принимал непосредственное участие. Это статья Н. Н. Филатова, О. П. Савчука и др. «Диагноз состояния и изменений экосистемы Онежского озера и водосбора на основе информационно-аналитической системы». Следом идёт статья Т. Р. Ереминой, О. В. Хайминой и О. М. Владимировой «Влияние климатических и социально-экономических изменений на состояние экосистем Балтийского моря», инициатором которой был О. П. Савчук. Близкий анализ сценариев социально-экономических и климатических изменений нагрузки и удержания биогенных веществ на водосборе реки Преголи выполнен в статье Б. В. Чубаренко, Ю. А. Горбуновой и Д. А. Домнина. В основе следующей статьи А. В. Исаева, В. А. Рябченко и А. А. Коники «Воспроизведение современного климатического состояния экосистемы Ладожского озера» лежит модель водной экосистемы, разработанная О. П. Савчуком. Следующие две биологические работы Н. А. Березиной, Н. Н. Камардина и А. Н. Шарова и А. А. Максимова, Н. А. Березиной и О. Б. Максимовой, посвящены соответственно биоаккумуляции кадмия и меди, и современному состоянию макрозообентоса и его влиянию на биохимические процессы в восточной части Финского залива. В следующих двух статьях рассматриваются особенности динамики вод в разных районах Балтики. В статье В. Т. Паки, В. М. Журбаса и др. выполнен сравнительный анализ изменчивости потока соленой воды в проливе Хобург, оцененной по измерениям и результатам расчетов по модели NEMO. В статье Е. А. Тихоновой, Е. А. Захарчука и др. оценивается влияние современных намывов территорий на изменения уровня в Невской губе во время штормовых нагонов в условиях работы комплекса защиты Санкт-Петербурга от наводнений. Сборник завершает статья с историческим и философским характером Т. Р. Мининой, В. В. Меншуткина и Н. Н. Филатова «О математическом моделировании в лимнологии, океанологии, экологии и экономике в работах В. В. Меншуткина». Как и О. П. Савчук, В. В. Меншуткин посвятил свою жизнь математическому моделированию. Оба учёных были знакомы, сотрудничали. Осенью 2023 года Владимир Васильевич Меншуткин начал подготовку статьи, посвященной памяти О. П. Савчука, решив поделиться опытом применения математического моделирования в научных исследованиях. Однако не успел её закончить, пережив О. П. Савчука всего лишь на несколько месяцев.

Некоторые из собранных в этом выпуске статей отражают или основаны на последних работах и идеях О. П. Савчука, другие представляют новые исследования российскими учёными Балтийского моря — любимого объекта исследования Олега Павловича.

Научные редакторы выпуска
В. А. Рябченко, Н. Н. Филатов

УДК 556.55:004 (282.247.211)

© Н. Н. Филатов^{1*}, [О. П. Савчук¹], В. Н. Баклагин¹, Н. Е. Галахина¹, М. Б. Зобков¹, А. В. Исаев^{1,2},
С. А. Кондратьев^{1,3}, Н. М. Калинкина¹, Ю. С. Новикова¹, А. М. Расулова^{1,3}, М. В. Шмакова³, 2024

¹Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, ФИЦ «Карельский научный центр РАН»,
185030, Республика Карелия, Петрозаводск, пр. А. Невского, д. 50

²Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, 117997, Москва, Нахимовский проспект, д. 36

³Институт озераедения РАН — обособленное структурное подразделение СПб ФИЦ РАН,
196105, Санкт-Петербург, ул. Севастьянова, д. 9

*nfilatov@rambler.ru

ДИАГНОЗ СОСТОЯНИЯ И ИЗМЕНЕНИЙ ЭКОСИСТЕМЫ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА И ВОДОСБОРА НА ОСНОВЕ ИНФОРМАЦИОННО-АНАЛИТИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ

Статья поступила в редакцию 18.01.2024, после доработки 31.05.2024, принята в печать 01.06.2024

Аннотация

Представлены результаты диагноза состояния и изменений экосистемы Онежского озера и водосбора с использованием информационно-аналитической системы «Онежское озеро-водосбор» (ИАС), состоящей из комплексной объединённой базы данных измерений Росгидромета и Института водных проблем Севера Карельского научного центра РАН по поступлению биогенных веществ с речным стоком за 1995–2022 гг., математической модели ILLM для оценки формирования биогенной нагрузки на озеро и 3D-математической модели SPLEM, разработанной для Онежского озера. Рассчитан вклад различных источников биогенных веществ, поступающих со стоком рек, от диффузных источников, городских сбросов и от форелевых хозяйств для озера в целом и для его основных лимнических районов. По данным натурных экспериментов за последние 30 лет и результатам расчетов на модели SPLEM с разрешением сетки 1 км показано, что экосистема озера не только не восстановилась после уменьшения антропогенной нагрузки после 1991 г., но и продолжается эвтрофирование вод в губах и заливах из-за влияния промышленных и сельскохозяйственных предприятий, форелевых хозяйств и заметного потепления климата. Разработан функционал для ИАС «Онежское озеро-водосбор» для визуализации данных контактных и дистанционных наблюдений и результатов моделирования, создан интерфейс веб-приложения ИАС.

Ключевые слова: Онежское озеро, биогенная нагрузка, первичная продукция, лимнические районы, биогеохимическая модель, информационно-аналитическая система, сезонные и многолетние изменения экосистемы

UDC 556.55:004 (282.247.211)

© N. N. Filatov¹, [O. P. Savchuk¹], V. N. Baklagin¹, N. E. Galakhina¹, M. B. Zobkov¹, A. V. Isaev^{1,2}, S. A. Kondratyev^{1,3},
N. M. Kalinkina¹, I. S. Novikova¹, A. M. Rasulova^{1,3}, M. V. Shmakova³, 2024

¹Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre, Russian Academy of Sciences, 50 A. Nevskogo Pr.,
Petrozavodsk, Republic of Karelia, 185030, Russia

²Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, 36 Nakhimovsky Prosp., Moscow, 117997, Russia

³Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences, 9 Sevastyanova Str., St. Petersburg, 196105, Russia

*nfilatov@rambler.ru

DIAGNOSIS OF THE STATE AND CHANGES IN THE ECOSYSTEM OF LAKE ONEGO AND WATERSHED BASED ON THE INFORMATION-ANALYTICAL SYSTEM

Received 18.01.2024, Revised 31.05.2024, Accepted 01.06.2024

Abstract

The results of the diagnosis of the state and changes in the ecosystem of Onegskoe Lake (Lake Onego) and the watershed are presented using the developed information and analytical system “Lake Onego-watershed” (IAS), consisting of a comprehensive database (DB), a combined database of Roshydromet and Northern water problems institute/Karelian Research

Ссылка для цитирования: Филатов Н.Н., Савчук О.П., Баклагин В.Н., Галахина Н.Е., Зобков М.Б., Исаев А.В., Кондратьев С.А., Калинкина Н.М., Новикова Ю.С., Расулова А.М., Шмакова М.В. Диагноз состояния и изменений экосистемы Онежского озера и водосбора на основе информационно-аналитической системы // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2024. Т. 17, № 2. С. 10–24. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-2

For citation: Filatov N.N., Savchuk O.P., Baklagin V.N., Galakhina N.E., Zobkov M.B., Isaev A.V., Kondratyev S.A., Kalinkina N.M., Novikova I.S., Rasulova A.M., Shmakova M.V. Diagnosis of The State and Changes in The Ecosystem of Lake Onego and Watershed Based on The Information-Analytical System. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2024, 17, 2, 10–24. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-2

Center of the Russian Academy of Sciences on the nutrient load for the modern period 1995–2022, the ILLM mathematical model for assessing the removal of nutrients from the watershed and the formation of the nutrient load on the lake and the 3D-mathematical model SPLEM, developed for Lake Onego. Information was collected on the main sources of nutrient load in the Lake Onego catchment area, as well as available field observation data on the flow of nitrogen and phosphorus into the lake. The contribution of different nutrient sources coming from river runoff, diffuse sources, urban discharges and from trout farms was calculated for the lake and the main limnic areas. Based on data from field observations over the past 30 years and the results of numerical experiments using the SPLEM model with a grid resolution of 1 km it is shown that the ecosystem of the lake not only did not restored after the reduction in anthropogenic load after 1991, but eutrophication of waters in the lips and bays continues due to the influence of industrial and agricultural enterprises, trout farms and noticeable climate warming. Functional for the IAS “Lake Onego-catchment” to visualize the main modeling results on a 1 km grid was developed, and a web application interface has been created.

Keywords: Lake Onego, nutrient load, primary production, limnic areas, biogeochemical model, information and analytical system, seasonal and long-term changes of the ecosystem

1. Введение

Продолжающееся ухудшение состояния экосистем (эвтрофирование, браунификация (покоричневение), загрязнение) крупных озер мира объясняется интенсивным использованием водных, биологических, энергетических, рекреационных, транспортных и других ресурсов озер и их водосборов в условиях потепления климата [1–3]. Одной из основных проблем улучшения состояния качества вод крупных озер России является отсутствие или недостаточная разработанность систем поддержки принятия управленческих решений (water management systems), которые должны включать комплекс моделей для озер и водосборов, объединенных с базой данных и знаний в единой информационно-аналитической системе (ИАС). Без такой системы сложно количественно определять экосистемные взаимодействия, надежно оценивать роль климатических и антропогенных факторов, определять причины изменений экосистем и на этой основе вырабатывать обоснованные предложения для лиц принимающих решения по рациональному использованию ресурсов озер [4, 5]. Такая система создается для Онежского озера и водосбора [6], прототип подобной системы разработан для Балтийского моря и водосбора — NEST [7]. Для создаваемой ИАС имеется необходимая информационная база [8], созданные ранее математические модели для озера и водосбора [9–11]. Исследования показали [12, 13], что озеро в целом остается в олиготрофном состоянии и имеет относительно высокое качество воды для питьевого и промышленного использования. Однако в последние три декады отмечаются неблагоприятные тенденции ухудшения состояния экосистемы, в особенности в заливах и губах, обусловленные как потеплением климата, так и антропогенными факторами, такими как сбросы неочищенных или недостаточно очищенных вод населенных пунктов и поступлением биогенных веществ от многочисленных форелевых хозяйств¹, расположенных в заливах и на водосборе [14]. Проведенные ранее на 3D-модели SPLEM [11] численные эксперименты по оценке функционирования экосистемы Онежского озера с использованием комплекса разрозненных экспериментальных данных за 1984–2020 гг., полученных в основном из литературных источников [8, 14, 15] показали [11], что этих данных не достаточно как для корректной калибровки и верификации моделей ILLM [9] для оценки выноса биогенных элементов с водосбора и формирования биогенной нагрузки на водоем, так и для расчетов состояния и изменений экосистемы озера на модели SPLEM [10]. Таким образом, цель настоящей работы — реконструировать внешние биогенные нагрузки по наиболее надежным данным Росгидромета и Института водных проблем Севера Карельского научного центра РАН (ИВПС КарНЦ РАН) и воспроизвести изменчивость экосистемы Онежского озера в современный период 1985–2020 гг., чтобы оценить интенсивность процессов эвтрофирования озера.

2. Материалы и методы

Для целей диагноза состояния экосистемы Онежского озера была использована разработанная ИАС «Онежское озеро-водосбор». Разработанная ИАС включает в себя три основных модуля: трехмерную модель высокого разрешения SPLEM (St. Petersburg Lake Ecosystem Model) [11], модель формирования биогенной нагрузки на водосборе ILLM (Institute of Limnology Load Model) [9], базу данных контактных и дистанционных лимнологических наблюдений [16].

¹ В настоящее время Республика Карелия производит более 75 % российской форели.

Информационная система ИАС реализована в виде (клиент-серверного) веб-приложения на платформе ADONETEDM по технологии «Firstmodel»², что позволяет поддерживать высокую скорость доступа к данным, а также пользоваться базой данных на персональном компьютере без установки дополнительных приложений (типа Access), использующих только платформу NET³ [17].

2.1. База данных

Для интеграции натуральных данных в ИАС «Онежское озеро-водосбор» было выполнено обобщение и унификация данных о химико-биологических, морфометрических и гидрологических характеристиках Онежского озера, собранных как на сети Росгидромета, так и полученных по разным проектам и грантам ИВПС КарНЦ РАН в результате экспедиционных работ. Создана единая сеть станций измерений на акватории озера с приведением данных к единому формату размерностей и сформирована база гидробиологических и гидрохимических данных по сопоставимым методикам [16]. Станции измерений были сгруппированы по лимническим районам Онежского озера для дальнейшего их использования для оценки текущего состояния Онежского озера (рис. 1).

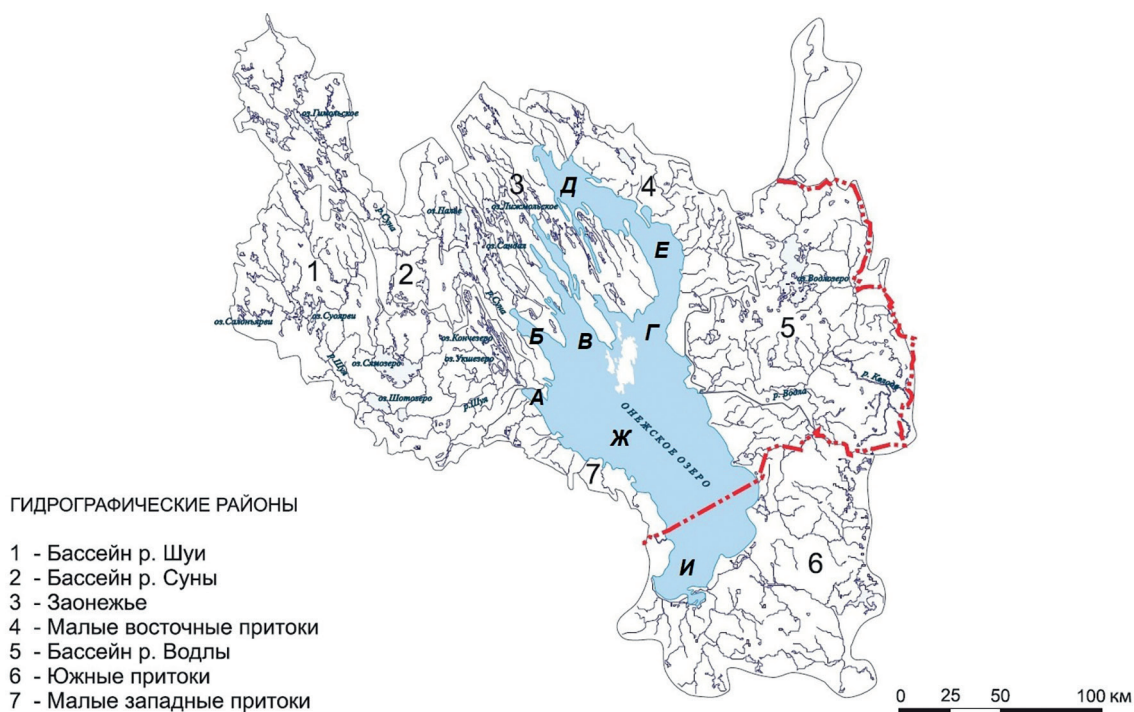


Рис. 1. Онежское озеро и водосбор. Гидрографические и лимнические районы озера: А — Петрозаводская губа, Б — Кондопожская губа, В — Большое Онего, Г — Малое Онего, Е — Заонежский залив, Д — Повенецкий залив, Ж — Центральное Онего, И — Южное Онего

Fig. 1. Lake Onego and watershed. Hydrographic and limnic areas of the lake: А — Petrozavodsk Bay, Б — Kondopoga Bay, В — Bolshoye Onego, Г — Maloe Onego, Е — Zaonezhsky Bay, Д — Povenets Bay, Ж — Central Onego, И — Southern Onego

Получены данные спутниковых наблюдений за температурой поверхности воды (ТПВ), ледяным покровом и концентрацией хлорофилла «а» за период 1998–2022 гг., представленные продуктами GlobColour службы мониторинга морской среды Copernicus и Ocean Color Climate Change Initiative (CMEMS)⁴ и Ocean Color Climate Change Initiative (OC-CCI)⁵ [18]. Для каждого года за период 1998–2022 гг. рассчитаны средне-сезонные значения хлорофилла «а» за шесть месяцев (май–октябрь) для всей акватории Онежского озера.

² <https://docs.microsoft.com/ru-ru/dotnet/framework/data/adonet/ado-net-overview> (дата обращения: 31.05.2024)

³ <https://docs.microsoft.com/ru-ru/dotnet/> (дата обращения: 31.05.2024)

⁴ <https://data.marine.copernicus.eu/products> (дата обращения: 31.05.2024).

⁵ <https://climate.esa.int/en/projects/ocean-colour/data/> (дата обращения: 31.05.2024).

Реконструированы данные по сопоставимым методикам по содержанию фосфора (общему и минеральному), азоту (аммонийному, нитратному, нитритному и общему) в этих двух притоках (реки Шуя и Водла), полученных на сети Росгидромета (*Карельский центр* по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, КарЦГМС) и нерегулярных наблюдений ИВПС КарНЦ РАН⁶ за разные годы на более, чем 20 реках за период 1995–2022 гг. Для сопоставления данных использованы диаграммы, изображающие временной ход химических показателей, их взаимную корреляцию, а также диаграммы Блэна и Алтмана [19].

2.2. Модель формирования биогенной нагрузки на водосборе ILLM (*Institute of Limnology Load Model*)

Модель ILLM, разработанная ранее в ИНОЗ РАН [9] с модификациями, предложенными Институтом агроинженерных и экологических проблем сельскохозяйственного производства (ИАЭП) [20], которые учитывают вынос биогенных элементов не только с учетом доз внесения удобрений и выноса азота и фосфора с урожаем, но и в зависимости от типов почв. Модель учитывает вклад точечных и рассредоточенных источников в формирование биогенной нагрузки на водосборе, позволяет рассчитывать вынос биогенных элементов с водосбора с учетом влияния гидрологических факторов и удержания этих веществ водосбором и гидрографической сетью. Модель работает с шагом по времени в 1 год и учитывает классификацию типов подстилающих поверхностей водосбора. Дифференциация земного покрова водосбора озера производилась с использованием коллекций многоспектральных спутниковых снимков. Показано, что на водосборе Онежского озера различные типы леса составляют более 80 % территории, на сельскохозяйственные угодья приходится около 1 % от площади всего водосбора; урбанизированные территории составляют менее 0,1 % площади водосбора [21].

2.3. Трехмерная модель высокого разрешения *St. Petersburg Lake Ecosystem Model (SPLEM)*

Модель экосистемы озера (SPLEM) представляет собой модификацию Санкт-Петербургской модели эвтрофикации и её дальнейшую адаптацию для моделирования экосистемы Онежского озера [10, 11]. SPLEM состоит из двух модулей — гидрофизического и биогеохимического. Гидрофизический модуль основан на модели общей циркуляции Массачусеттского Института Технологии (MITgcm) [22], адаптированной для условий больших стратифицированных пресноводных озер. Биогеохимический модуль SPLEM описывает взаимодействие круговоротов азота и фосфора в воде и донных отложениях озера. Переменные состояния в пелагической подсистеме представлены биомассами зоопланктона, двух функциональных групп фитопланктона (диатомовые и недиадомовые), концентрациями детритного азота и фосфора, растворенными органическими (лабильными и стойкими) соединениями азота и фосфора, растворенными неорганическими соединениями азота (аммоний и окисленный азот, включающий нитриты плюс нитраты) и растворенным минеральным фосфором (фосфаты), а также и «регистратором» баланса продукционно-деструкционных процессов — растворенным в воде кислородом. Подсистема донных отложений описывает динамику бентических азота и фосфора.

Биогеохимические взаимодействия между этими переменными описывают комплекс процессов, наиболее важных для функционирования экосистемы озера: первичную продукцию фитопланктона, потребляющего растворенные минеральные соединения азота и фосфора; выедание фитопланктона зоопланктоном; отмирание фитопланктона и зоопланктона, пополняющее запасы детрита, оседающего на дно; регенерацию минеральных соединений за счет экскреции продуктов катаболизма зоопланктона и в процессе минерализации детрита, а также лабильных и стойких компонентов растворенных органических соединений азота и фосфора; минерализацию донных отложений с поступлением её продуктов в водную толщу; денитрификацию в воде и донных отложениях.

2.4. Реконструирование рядов внешней биогенной нагрузки

Для целей формирования рядов биогенной нагрузки с водосбора было проведено сопоставление информации о сезонном содержании биогенных элементов в основных притоках Онежского озера — реках Шуя и Водла⁷, полученных ИВПС и КарЦГМС с 1995 по 2022 гг. При определении содержания $P_{\text{общ}}$ в воде рек Шуя и Водла в КарЦГМС и ИВПС использовался фотометрический метод, основанный на персульфатном окислении [23]. Нормативная документация по данной методике изложена в РД 52.24.387-95 [24⁸]; РД 52.24.387-2006; РД 52.24.387-2019). При этом в научных исследованиях ИВПС используют более низкий предел обнаружения фосфора общего — 2 мкг/л [23], чем в Росгидромете, где с 1997 по 2005 год использовалась методика РД 52.24.387-95, с нижним пределом определения $P_{\text{общ}}$ всего 40 мкг/л. Измерения содержания $P_{\text{общ}}$ проводились ИВПС посезонно, а в некоторые годы ежемесячно на более, чем 20 реках [15],

⁶ В дальнейшем для краткости будем упоминать ИВПС.

⁷ В настоящее время КарЦГМС проводит определение содержания биогенных элементов только на двух реках озера.

⁸ Приводим в качестве примера для краткости ссылку только на РД.

а КарЦГМС — поквартально. Мера соответствия данных измерений КарЦГМС и ИВПС оценивалась по Международной методике внешнего лабораторного сличения результатов анализа «Intercomparison 1630»⁹ [25]. Для рассматриваемого периода времени 1995–2022 гг. методики определения азотсодержащих веществ в притоках, применяемые в лаборатории гидрохимии и гидрогеологии ИВПС и Карельского ЦГМС, различались диапазонами определяемого содержания нитратного азота, чувствительностью. Сезонность измерений и полнота данных по содержанию форм азота была такой же, что и при определении фосфора. Результаты измерения содержания нитратов, полученные ИВПС и КарЦГМС, оказались сопоставимыми. В результате корректировки и объединения данных двух организаций с использованием вышеописанного подхода был реконструирован ряд содержания азотсодержащих веществ в реках Шуя и Водла за 1995–2022 гг. Информация по другим притокам озера была восстановлена на основе данных, полученных в ИВПС в результате объездов более 20 притоков озера в 2001–2002, 2007–2008 и 2015–2016 гг. с учетом информации о сезонном ходе содержания биогенных элементов и трендов, выявленных для основных притоков озера (рек Шуя и Водла). В результате были реконструированы ряды данных содержания $P_{\text{общ}}$ и $P_{\text{мин}}$ в реках Шуя и Водла. На рис. 2 представлен пример содержания $P_{\text{общ}}$ в р.Шуя.

С учетом реконструированных данных о концентрации биогенных элементов в речном стоке, с использованием модели ILLM было рассчитано поступление биогенных элементов в Онежское озеро с водосбора, для 7 подрайонов (см. рис. 1) для периода 1985–2020 гг. Для оценки вклада точечных источников в формирование биогенной нагрузки на озеро были использованы доступные данные статистических форм 2-ТП водхоз. Значения атмосферных выпадений задавались по [26] и составляли 0,046 тN/(км² год) и 0,0013 тP/(км² год).

3. Результаты

3.1. Оценка состояния Онежского озера на основе данных натурных наблюдений

На основе ежегодных многолетних исследований вод и донных отложений Онежского озера за последние 30 лет показано, что экосистема озера не только не восстановилась после уменьшения антропогенной на-

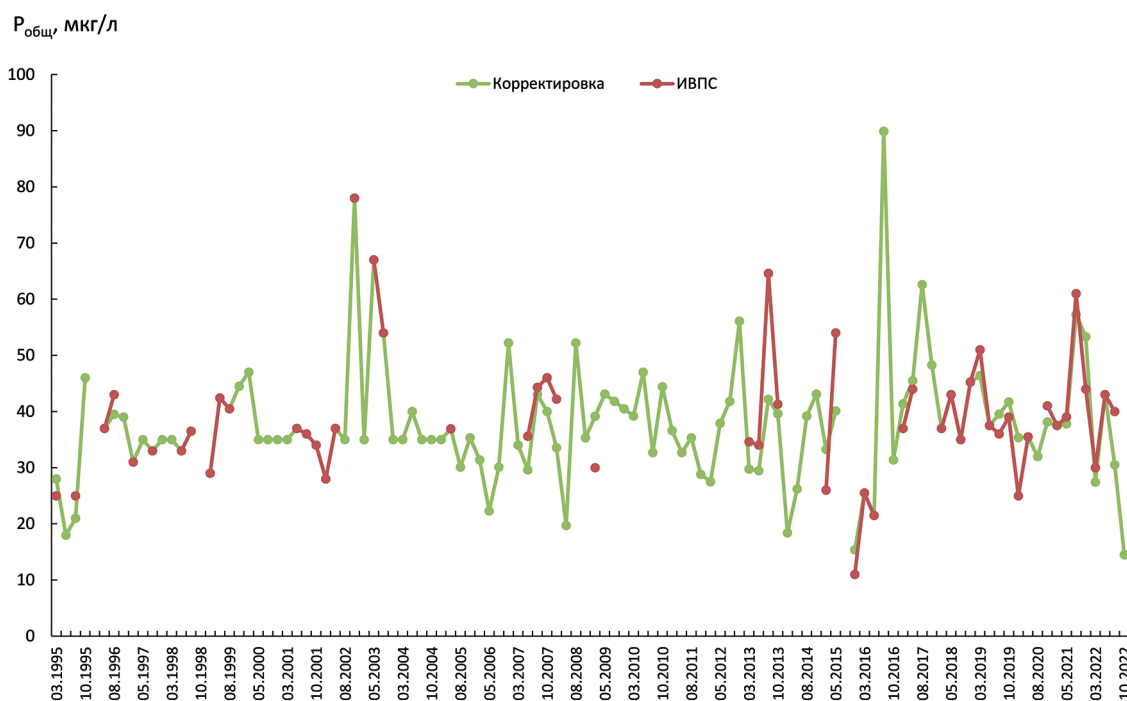


Рис. 2. Реконструированный ряд данных содержания $P_{\text{общ}}$ в р.Шуя с использованием результатов Кар-ЦГМС и ИВПС за 1995–2022 гг.

Fig. 2. Reconstructed series of data on the content of P_{total} in the Shuya River using the results of Karelian Center of Hydrometeorology and NWPI for 1995–2022

⁹ ИВПС участвовал в международном, межлабораторном сличении гидрохимической информации и выполнял гидрохимические исследования по международным грантам, и в соответствии с положениями ХЕЛКОМ.

грузки после 1991 г., но и продолжается загрязнение и эвтрофирование вод в губах и заливах из-за влияния промышленных и сельскохозяйственных предприятий, форелевых хозяйств и заметного потепления климата в последние 30 лет [14, 27]. На водосборе озера, начиная с 1989 г., среднегодовая температура воздуха превышала климатическую норму 1961–1990 гг. на 0,9–1,2 °С, в зимний период — на 1,7–3,0 °С. При потеплении климата на водосборе в условиях мягких зим увеличился речной сток в зимнее время, повысилась цветность воды, концентрация общего железа, общего фосфора, углекислого газа и отмечается снижение pH воды, угнетение глубоководного бентоса в Петрозаводской и Кондопожской губах [28]. Результаты исследований показали, что в северной части Кондопожской губы, несмотря на современное сокращение нагрузки от сточных вод ЦБК, сохраняется дефицит кислорода в придонных слоях воды. Содержание общего фосфора в придонных слоях воды превышает его концентрации в эпилимнионе (верхнем слое озера) в 3,6 раз, концентрация углекислого газа — в 5 раз, насыщенность воды кислородом снижена до 49 %. Речные и сточные воды являются основными источниками поступления органического вещества (ОВ) и биогенных элементов (БЭ) в Кондопожскую губу Онежского озера [26, 28]. В губе располагается 11 форелевых хозяйств в основном в центральной его части, которые являются дополнительным источником ОВ и БЭ. В результате было показано, что накопление минеральных форм биогенных элементов в воде, наблюдающееся зимой, влечет интенсивное развитие фитопланктона в весенне-летний период и появление локальной зоны эвтрофирования в центральной части Кондопожской губы [29]. В настоящее время суммарная годовая фосфорная нагрузка (речной сток, сточные воды ЦБК, форелевые хозяйства) на Кондопожскую губу превышает критическую для ее экосистемы. Суммарная реальная фосфорная нагрузка (антропогенная и природная) оказалась порядка 83 тонн, в то время как по данным П.А. Лозовика и др. [26], расчетная критическая нагрузка общим фосфором на Кондопожскую губу составляет 63 тонны. Изменения химического состава воды, обнаруженные в губах озера, могут распространяться на остальную акваторию озера, а также привести к структурной или количественной трансформации планктонных и бентосных сообществ всего водоема [27, 29]. По данным инструментальных измерений с самолетов и спутников за последние 60 лет Онежское озеро зимой обычно полностью покрыто льдом, но при сильном потеплении в 2019–2020 гг. по спутниковым данным впервые отмечены аномально высокая температура воды и впервые зимой на большей части открытого плеса Онежского озера отсутствовал ледяной покров. Весенний термический бар прошел на 10–15 дней раньше среднееголетних сроков, а ТПВ в июне 2020 г. была на 5–8 °С выше среднееголетних значений для этого периода года [29].

Результаты сравнения спутниковых данных с имеющимися опубликованными натурными данными, полученными в результате экспедиционных исследований ИВПС показали, что данные GlobColour в большей степени согласуются с натурными данными, собранными с исследовательских судов [30]. Оказалось, что за период наблюдений 1998–2022 гг. в поверхностном слое Онежского озера отсутствует статистически значимый тренд в концентрации хлорофилла «а», а сама величина концентрации в поверхностных водах озера не претерпела значительных изменений за последние 20 лет.

В открытом плесе озера в 2020 г. наблюдалось смещение фенологических фаз развития. Летний состав фитопланктона, сезонный максимум хлорофилла «а» и первичной продукции сформировались на месяц раньше среднееголетнего срока. Концентрация хлорофилла «а» в июне 2020 г. в заливах и пелагической части превышала величины июня за последние 20 лет. В течение 2017–2023 гг., в разные сезоны экспедиционных исследований Кондопожской губы, содержание хлорофилла «а» в районе расположения форелевых ферм в 3–4 раза превышало концентрацию этого пигмента в прилегающих районах озера. По содержанию хлорофилла «а» трофический статус губы оценивается как α-эвтрофный [31]. Одним из значимых аспектов влияния форелевых хозяйств на озеро является загрязнение производственными отходами, основным источником которых являются корма (часть их остаются неиспользованными), а также продукты жизнедеятельности рыб. В результате функционирования форелевых хозяйств серьезные изменения могут происходить во всех гидробиологических сообществах — фитопланктоне, зоопланктоне, бентосе и ихтиофауне водоемов. С учетом того, что к 2025 г. в Республике Карелия имеются планы значительного увеличения товарного производства радужной форели более 30 тыс. тонн в год (<http://kareliatrout.ru/novosti/akvakul-tura-v-karelii>, дата обращения 31.05.2024), важной задачей становится описание процессов в узких заливах и губах озера для корректной оценки т. н. «допустимой» биогенной нагрузки на озеро и отдельные его районы.

3.2. Поступление внешней биогенной нагрузки

Оценка поступления биогенных элементов (азота и фосфора) с водосбора в озерную экосистему для рассматриваемого периода проводилось по результатам моделирования формирования внешней нагрузки модели ILLM. Предварительно модель была откалибрована по данным реконструированных рядов натурных наблюдений в створах основных притоков озера — реках Шуя, Водла. По результатам моделирования

дана оценка долевого вклада выноса фосфора и азота с подбассейнов в суммарную биогенную нагрузку на Онежское озеро в год средней водности. Показано, что основными поставщиками биогенных элементов в озеро являются южные притоки озера, а также реки Шуя и Суна (рис. 3).

После детальной оценки сельскохозяйственной составляющей внешней биогенной нагрузки на отдельные подбассейны и водосбор Онеги в целом проведен расчет поступления азота и фосфора в озеро с учетом вклада других компонентов нагрузки, а также удержания биогенных элементов водосбором и первичными звеньями его гидрографической сети. Согласно расчетам, проделанным по модели ILLM, нагрузка на озеро со всего водосбора в 2021 году составляла 572,2 тР/год и 10615,7 тN/год. Оценки биогенной нагрузки на озеро при производстве форели на озере и водосборе получена путем обобщения информации из доступных источников [32, 33], с сайта Ассоциации форелеводов Карелии¹⁰ (<http://kareliatrout.ru/novosti/akvakul-tura-v-karelii>, дата обращения 31.05.2024). А сведения об объемах товарной продукции рыбоводства в Карелии получены при обобщении данных из указанных выше литературных источников и предоставленных Министерством сельского и рыбного хозяйства РК по запросу ИВПС. Объемы производства форели на акватории озера и на водосборе в 1984–2023 гг. по этим данным представлены на рис. 4.

На рис. 4 отмечается значительный экспоненциальный рост темпов производства форели с 1994 по 2023 гг. как на водосборе, так и на акватории Онежского озера. По данным сайта форелеводов Карелии наибольший процент выращивания форели приходится на Кондопожскую губу — 37 %, Большое Онего — 11 %, Малое Онего — 15 %, Заонежье — 5 %, Повенецкий залив — 12 %, Уницкую губу — 5 %, Лижемскую губу — 15 %. По данным [34] от 1 т товарной продукции рыбоводства в водные объекты поступает 8 кг $P_{\text{общ}}$ /год и 50 кг $N_{\text{общ}}$ /год. Собранная информация позволила установить тренды возрастания рыбопродукции и соответствующей биогенной нагрузки на водные объекты за последние годы, как на всем водосборе, так и на трех основных рыбопроизводящих подбассейнах: Заонежье и водосборах рек Суны и Шуи.

В результате проведенных оценок поступления внешней биогенной нагрузки были получены ряды, отражающие межгодовую изменчивость. На рис. 5 представлены составляющие реконструированной фосфорной нагрузки, которая использовалась в качестве граничных условий при проведении диагностического расчета современного состояния экосистемы озера на трехмерной высокоразрешающей эко-гидродинамической модели. Онежское озеро является фосфор лимитированным водоемом, поэтому представим анализ изменчивости внешней фосфорной нагрузки из различных источников для озера в целом и в особенности Кондопожской губы, которая является наиболее эвтрофированной акваторией Онежского озера, в акваторию которой поступают стоки Кондопожского ЦБК (рис. 5, б).

Анализ рис. 5 показывает, что в исследуемый период, реконструированная фосфорная нагрузка на озеро за 1985 по 2020 гг. в целом не имеет явно выраженного тренда и в среднем для этого периода составляет 780 тонн общего фосфора в год. При этом можно отметить увеличение поступления фосфора с речным стоком и за счет

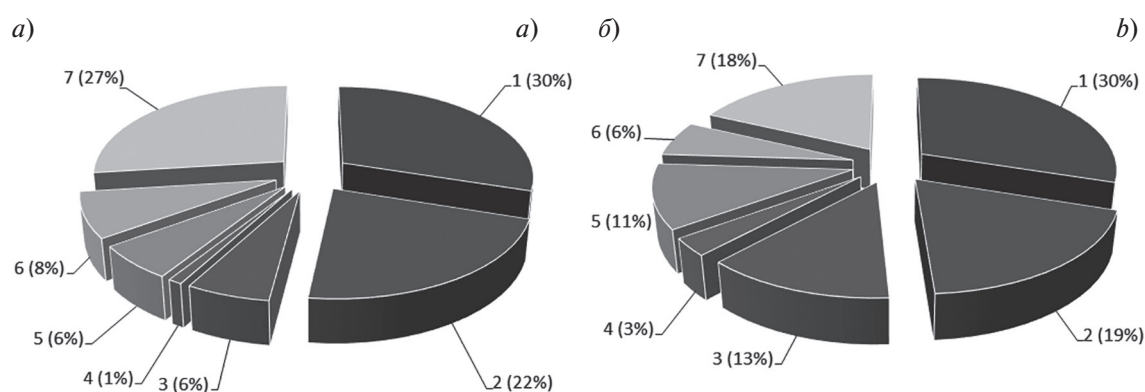


Рис. 3. Долевой вклад выноса фосфора (а) и азота (б) с изучаемых подбассейнов в суммарную нагрузку на Онежское озеро в 2021 г. (год средней водности): 1 — р. Шуя, 2 — р. Суна, 3 — Заонежье, 4 — восточные притоки, 5 — р. Водла, 6 — южные притоки 7 — западные притоки[21]

Fig. 3. Share contribution of phosphorus (a) and nitrogen (b) removal from the studied sub-basins to the total load on Lake Onego in 2021 (year of average water content): 1 — r. Shuya, 2 — r. Suna, 3 — Zaonezhye, 4 — eastern tributaries, 5 — r. Vodla, 6 — southern tributaries 7 — western tributaries [21]

¹⁰ <http://kareliatrout.ru/novosti/akvakul-tura-v-karelii> (дата обращения: 31.05.2025).

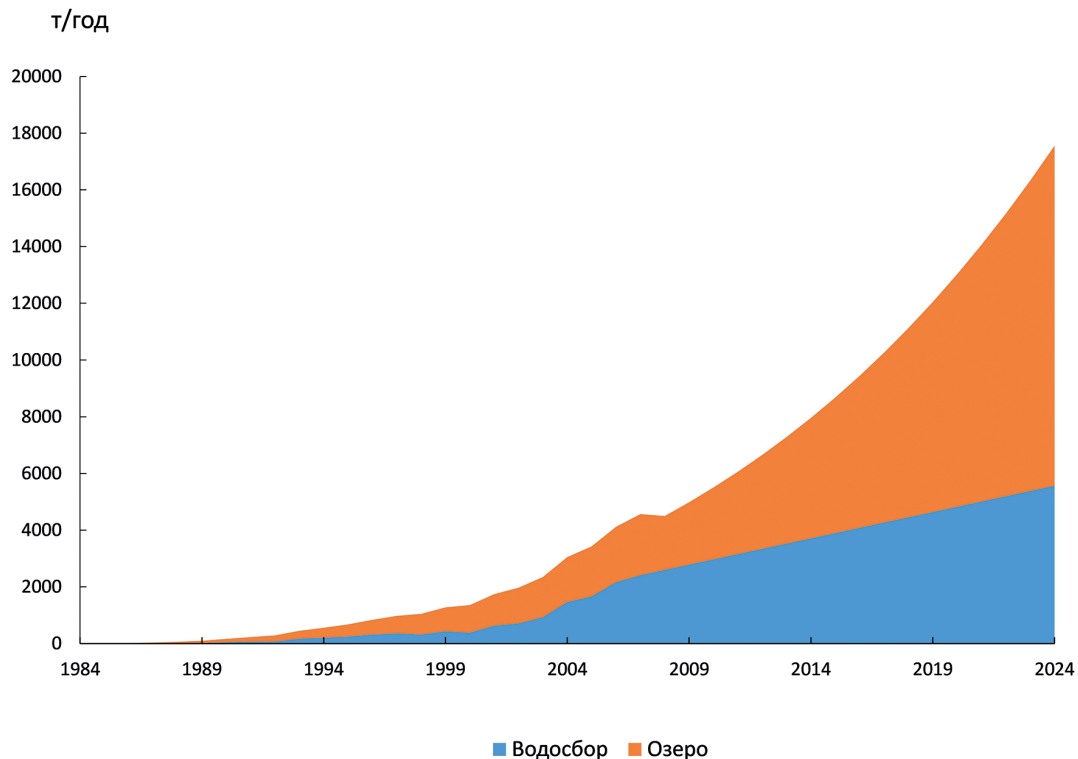


Рис. 4. Объем производства форели на акватории Онежского озера и на его водосборе в 1984–2023 гг.

Fig. 4. Volume of trout production in the waters of Lake Onego and its catchment in 1984–2023

деятельности хозяйств по выращиванию форели и уменьшение поступления из точечных источников, связанное с уменьшением общего водопотребления на хозяйственные нужды и проведением работ по модернизации очистных сооружений. Рассматривая нагрузку, поступающую в акваторию Кондопожской губы (рис. 5, б), важно отметить снижение общей нагрузки фосфором в период с 2005 по 2020 годы, по сравнению с периодом

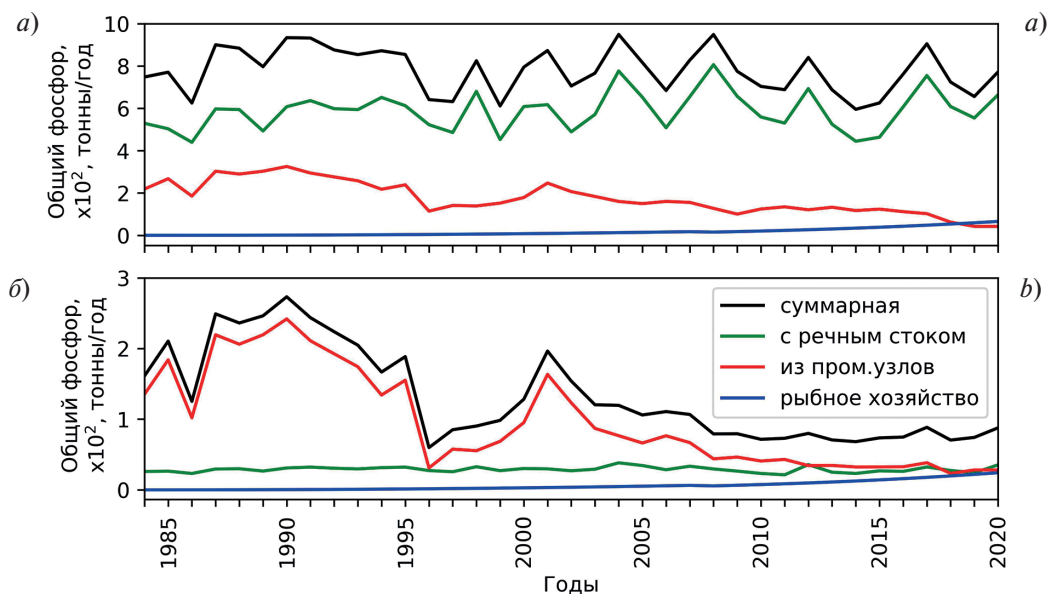


Рис. 5. Внешняя фосфорная нагрузка из различных источников для Онежского озера в целом (а) и Кондопожскую губу (б).

Fig. 5. External phosphorus load from various sources for Lake Onego as a whole (a) and Kondopoga Bay (b)

с 1985 по 2004 годы в среднем с 170 тонн в год до 82 тонн в год. При этом наблюдаются разнонаправленные тренды в поступлении фосфора из различных источников антропогенной нагрузки, а именно уменьшение поступления фосфора со стоком ЦБК и рост нагрузки, связанной с деятельностью форелевых хозяйств.

3.3. Результаты моделирования экосистемы Онежского озера на модели SPLEM

С использованием модели SPLEM были выполнены расчеты по оценке межгодовой изменчивости состояния экосистемы озера для периода с 1985 по 2020 год с разрешением 1 км. При расчетах, в качестве внешней биогенной нагрузки, задавались реконструированные поступления азота и фосфора с речным стоком, точечных источников (сбросы Петрозаводского, Кондопожского и Медвежьегогорского промышленных узлов), атмосферные выпадения и поступления, связанные с деятельностью форелевых хозяйств. С учетом описанных выше особенностей реконструированной фосфорной нагрузки были выполнены численные эксперименты, отражающие современное состояние экосистемы всего Онежского озера. На рис. 6 и 7 представлена межгодовая изменчивость концентрации средневзвешенного по объему общего фосфора в период максимального зимнего накопления (апрель) и осредненного за вегетативный период (май–октябрь), а также годовая первичная продукция, для открытых районов озера (рис. 6) и для Петрозаводской и Кондопожской губ (рис. 7).

Анализ межгодовой изменчивости содержания фосфора в водах озера показывает, что экосистема озера адекватно реагирует на изменения внешней биогенной нагрузки. Так в ответ на увеличение нагрузки, поступающей с речным стоком, наблюдается увеличение концентрации общего фосфора (рис. 6, а) в период максимального накопления с 10–11 мг/м³ до 12–13 мг/м³. В изменчивости концентрации фосфора в Петрозаводской губе (рис. 7, а) не наблюдается ярко выраженных трендов, при колебаниях концентрации в преде-

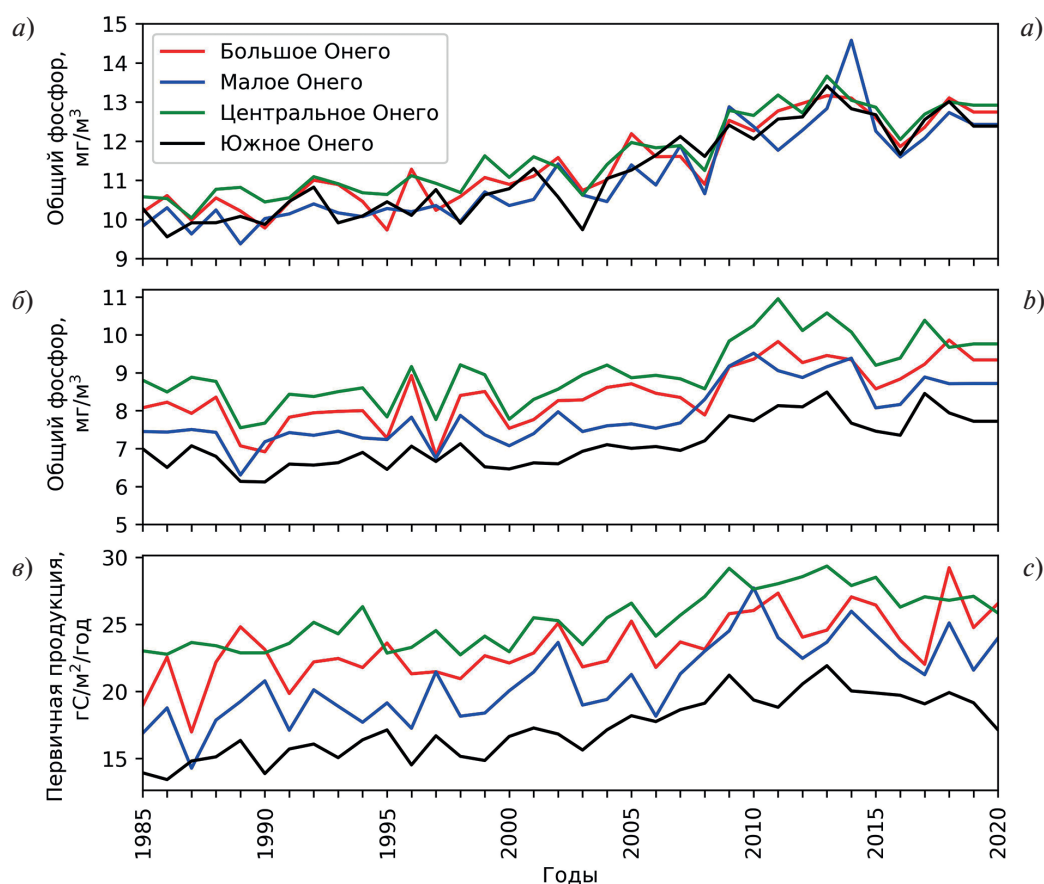


Рис. 6. Межгодовая изменчивость концентрации средневзвешенного по объему общего фосфора в период максимального накопления (апрель) (а), за вегетативный период (май–октябрь) (б) и годовой первичной продукции (в) для открытых лимнических районов Онежского озера

Fig. 6. Interannual variability of the concentration of volume-weighted average total phosphorus during the period of maximum accumulation (April) (a), during the growing season (May–October) (b) and annual primary production (c) for open limnic areas of Lake Onego

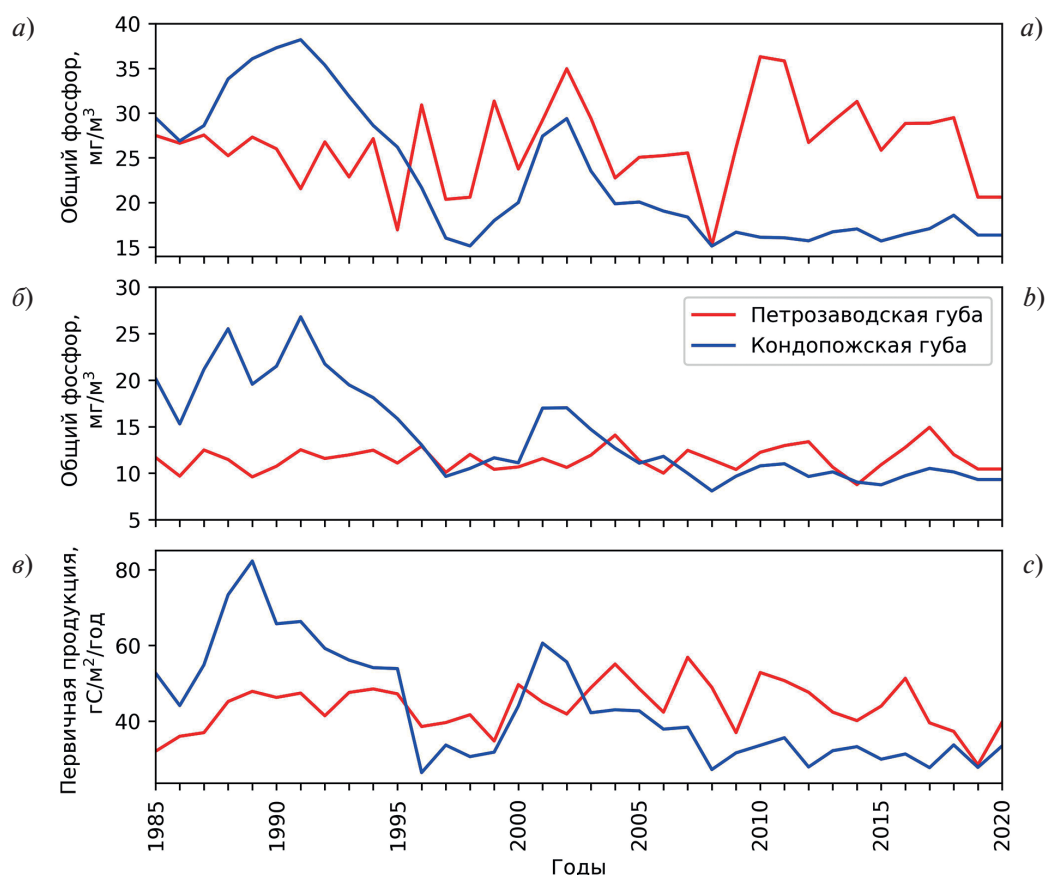


Рис. 7. Межгодовая изменчивость концентрации средневзвешенного по объему общего фосфора в период максимального накопления (апрель) (а), за вегетативный период (май–октябрь) (б) и годовой первичной продукции (в) в Петрозаводской и Кондопожской губах Онежского озера

Fig. 7. Interannual variability of the concentration of volume-weighted average total phosphorus during the period of maximum accumulation (April) (a), during the growing season (May–October) (b) and annual primary production (c) in Petrozavodsk and Kondopoga bays of Lake Onego

лах от 20 до 30 мг/м³. В Кондопожской губе наблюдается уменьшение концентрации фосфора с 25–30 мг/м³ до 15–17 мг/м³, что связано с падением задаваемой при расчетах внешней биогенной нагрузки. В период с мая по октябрь (рис. 6, б и рис. 7, б) наблюдается общее снижение содержания концентрации фосфора в водах озера, связанное с жизнедеятельностью фитопланктона, который переводит растворенный биодоступный фосфор во взвешенное органическое вещество и при отмирании в виде детрита выпадает на дно. В среднем, снижение содержания фосфора в водной среде в вегетативный период по сравнению с зимними условиями составляет 1,2–1,4 раза. При этом, отмеченные для зимнего периода особенности межгодовой изменчивости сохраняются и для вегетативного периода.

Анализ воспроизведенной на модели годовой первичной продукции (рис. 6, в) показывает, что в исследуемый период в открытых районах Онежского озера в целом наблюдается ее увеличение. Наибольшее увеличение средней за 1985–1989 гг. (по сравнению с аналогичным осреднением за 2016–2020 гг.) годовой первичной продукции отмечается в Малом и Южном Онеге на 18 и 20 %, соответственно. В Большом и Центральном Онеге увеличение от начала периода исследований к его окончанию 2020 г. составляет 11 %. Основной вклад в увеличение первичной продукции вносит увеличение содержания фосфора в водах озера, увеличение которого, как было показано выше, вызвано увеличением его поступления с речным стоком, особенно в зимний период.

В Петрозаводской губе (рис. 7, в) выраженного тренда в межгодовой изменчивости первичной продукции не наблюдается. В то же время отмечается некоторое снижение с 38,4 гС/м²/год в среднем за период с 1985 по 1989 года до 32,6 гС/м²/год за период 2016–2020 гг. первичной продукции фитопланктона. Аналогичная, но более выраженная, картина снижения первичной продукции наблюдается и в Кондопожской губе, но здесь наблюдаемое снижение первичной продукции составляет 46 % в 2016–2020 гг. по сравнению

с 1985–1989 гг. Однако анализ многолетних данных по структуре и количеству фитопланктона в Кондопожской губе показал значительное увеличение в этом заливе численности (в 4 раза) и биомассы фитопланктона (в 3 раза) в 2019–2020 гг. Кроме того, в последние годы в состав субдоминантов постоянно входят наиболее продуктивные зеленые водоросли, а также цианобактерии [31]. Таким образом, отмечается явное противоречие между результатами моделирования и анализом состояния Кондопожской губы на основе данных натурных наблюдений. При этом результаты моделирования не противоречат представлениям о реакции акватории на значительное снижение лимитирующего биогенного элемента, поступающего из внешних источников (см. рис. 7, в). Данное противоречие может свидетельствовать о том, что доступные для реконструкции внешней нагрузки данные об антропогенном воздействии на Кондопожскую губу требуют проверки и уточнения, особенно это касается данных о поступлении биогенных веществ от точечных источников.

4. Заключение и выводы

В результате проведенных исследований с использованием разработанной ИАС были выполнены оценки современного состояния Онежского озера и его отдельных заливов по данным натурных наблюдений. Проведены исследования, на основе которых были получены ряды межгодовой изменчивости поступления биогенных элементов с водосбора на акваторию озера, а также проведены численные эксперименты с использованием 3-мерной математической модели по оценке межгодовой изменчивости экосистемы в период с 1985 по 2020 годы. Анализ полученных результатов показал, что по данным измерений за последние 30 лет экосистема озера не только не восстановилась после уменьшения антропогенной нагрузки после 1991 г., но и продолжается эвтрофирование вод в губах и заливах из-за влияния промышленных и сельскохозяйственных предприятий, форелевых хозяйств и заметного потепления климата. Рассчитанная с использованием модели ILLM биогенная нагрузка с водосбора имеет тенденцию к увеличению в рассматриваемый период и в среднем для этого периода составляет 780 тонн общего фосфора в год. Численные эксперименты с моделью SPLEM с разрешением 1 км для периода 1985–2020 гг. показывают, что в открытых районах наблюдается увеличение первичной продукции фитопланктона как реакция на увеличение внешнего воздействия, связанного с поступлением биогенных элементов с водосбора и их выходом из донных отложений. Для Петрозаводской и, в большей степени, Кондопожской губ результаты моделирования первичной продукции расходятся с оценками, полученными на основе данных натурных наблюдений. Данное противоречие скорее всего является результатом задания данных о поступлении фосфора из точечных источников, не соответствующих действительности. Поэтому, для совершенствования воспроизведения состояния экосистемы Онежского озера в целом, а также губ и заливов на 3D модели экосистемы, требуется получение адекватных нагрузок биогенными элементами, поступающими из точечных источников.

Таким образом, можно сделать вывод, что использование разработанной ИАС «Онежское озеро-водосбор» является инструментом для совместного анализа состояния экосистемы озера как по данным натурных наблюдений, так и с использованием методов математического моделирования, что при дальнейшем усовершенствовании системы позволит ее применение как средства поддержки принятия управленческих решений.

Финансирование

Работы выполнены по гранту РНФ 22-17-00193.

Funding

The work was performed under the RNF grant 22-17-00193.

Литература

1. Jenny J.-Ph., Anneville O., Arnaud F. et al. Scientists' warning to humanity: Rapid degradation of the world's large lakes // Journal Great Lakes Research. 2020. Vol. 46, iss. 4. P. 686–702. doi:10.1016/j.jglr.2020.05.0068
2. Диагноз и прогноз термогидродинамики и экосистем великих озер России // под ред. Н.Н. Филатова: Коллективная монография. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2020. 255 с.
3. Kalinkina N., Tekanova E., Korosov A., Zobkov M., Ryzhakov A. What is the extent of water brownification in Lake One-go, Russia? // Journal of Great Lakes Research. 2020. Vol. 46, iss. 4. P. 850–861. doi:10.1016/j.jglr.2020.02.008

4. Никитин В.М., Абасов Н.В., Бычков И.В., Осипчук Е.Н. Уровенный режим озера Байкал: проблемы и противоречия // География и природные ресурсы. 2019. № 4. С. 74–83. doi:10.21782/GIPR0206-1619-2019-4(74-83)
5. Зоркальцев В.И., Калихман А.Д., Калихман Т.П., Синюкович В.Н. Проблема регулирования уровня озера Байкал // ЭКО. 2022. № 8. С. 24–43. doi:10.30680/ЕCO0131-7652-2022-8-24-43
6. Филатов Н.Н., Баклагин В.Н., Исаев А.В., Кондратьев С.А., Савчук О.П. Разработка информационно-аналитической системы «озеро — водосбор» как метода фундаментальных исследований и инструмента обоснования управленческих решений (на примере Онежского озера) // Труды Карельского научного центра РАН. 2022. № 6. С. 161–172. doi:10.17076/lim1683
7. Wulf F., Sokolov A., Savchuk O.P. Nest — a decision support system for management of the Baltic Sea. A user manual // Baltic Nest Institute, Stockholm University Baltic Sea Centre, Technical Report No. 10. 2013.
8. Онежское озеро. Атлас. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2010. 151 с.
9. Кондратьев С.А., Шмакова М.В. Математическое моделирование массопереноса в системе водосбор — водоток — водоем. СПб.: Нестор-История, 2019. 246 с.
10. Исаев А.В., Савчук О.П., Филатов Н.Н. Трехмерная ретроспективная оценка биогеохимической динамики азота и фосфора в экосистеме Онежского озера за период с 1985 по 2015 гг. Часть I: Межгодовая изменчивость и пространственное распределение // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2022. Т. 15, № 2. С. 76–97. doi:10.59887/fpg/elm2-63b5-rhvg
11. Савчук О.П., Исаев А.В., Филатов Н.Н. Трехмерная ретроспективная оценка биогеохимической динамики азота и фосфора в экосистеме Онежского озера за период с 1985 по 2015 гг. Часть II: Сезонная динамика и пространственные особенности; интегральные потоки // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2022. Т. 15, № 2. С. 98–109. doi:10.59887/fpg/9mg5-run6-4zr8
12. Калинкина Н.М., Теканова Е.В., Сярки М.Т. Экосистема Онежского озера: реакция водных сообществ на антропогенные факторы и климатические изменения // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2017. № 1. С. 4–18. doi:10.35567/19994508201711
13. Галахина Н.Е., Зобков М.Б. Гидрохимические исследования в районе расположения форелевых хозяйств в Кондопожской губе Онежского озера в зимний период 2022 года // Труды Карельского научного центра РАН. 2022. № 6. С. 76–87. doi:10.17076/lim1599
14. Теканова Е.В., Калинкина Н.М., Макарова Е.М., Смирнова В.С. Современное трофическое состояние и качество воды Онежского озера // Биология внутренних вод. 2023. № 6. С. 740–746. doi:10.31857/S0320965223060335
15. Сабылина А.В., Лозовик П.А., Зобков М.Б. Химический состав воды Онежского озера и его притоков // Водные ресурсы. 2010. Т. 37, № 6. С. 717–729.
16. Баклагин В.Н. Формирование структуры единой базы данных гидробиологических и гидрохимических изменений Онежского озера // Физическое и математическое моделирование процессов в геосредах: Девятая международная научная конференция-школа молодых ученых; 18–20 октября 2023 г., Москва: Материалы конференции. М.: ИПМех РАН, С. 38–41.
17. Швецова А.А., Звягинцева А.В. Информационно-аналитическая система поддержки принятия решений для стратегического планирования развития регионов и городов // Мягкие измерения и вычисления. 2020. Т. 36, № 11. С. 55–66. doi:10.36871/26189976.2020.11.005
18. Volpe G., Colella S., Brando V., Forneris V., LaPadula F., DiCicco A., Sammartino M., Bracaglia M., Artuso F., Santoleri R. The Mediterranean Ocean Colour Level 3 Operational Multi-Sensor Processing // Ocean Science. 2019. Vol. 15, iss. 1. P. 127–146. doi:10.5194/os-15-127-2019
19. Bland, J.M., Altman, D.G. Applying the Right Statistics: Analyses of Measurement Studies // Ultrasound Obstetrics & Gynecology. 2003. Vol. 22, iss. 1. P. 85–93. doi:10.1002/uog.122
20. Брюханов А.Ю., Кондратьев С.А., Обломкова Н.С., Огуздин А.С., Субботин И.А. Методика определения биогенной нагрузки сельскохозяйственного производства на водные объекты // Технологии и технические средства механизированного производства продукции растениеводства и животноводства. 2016. № 89. С. 175–183.
21. Kondrat'ev S.A., Bryukhanov A. Yu., Shmakova M.V., Rasulova A.M. Assessment of Possible Changes in the Biogenic Load onto Lake Onego under the Effect of Anthropogenic and Climatic Factors // Water Resources. 2024. Vol. 51, No. 3, pp. 241–251. doi:10.1134/S0097807824700751
22. Marshall J., Hill C., Perelman L., et al. Hydrostatic, quasi-hydrostatic, and nonhydrostatic ocean modeling // Journal of Geophysical Research: Oceans. 1997. Vol. 102(C3). P. 5733–5752. doi:10.1029/96JC02776
23. Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике // Под. ред. Лозовика П.А., Н.Е. Ефременко. СПб.: Нестор-История, 2017. 272 с.
24. РД 52.24.382–2019 Массовая концентрация фосфатного фосфора в водах. Методика измерений фотометрическим методом // Сост. Ю.А. Андреев, Е.С. Килейнова, И.А. Рязанцева, А.А. Назарова. Ростов-на-Дону.: Росгидромет, Изд-во Гидрохимического института, 2019. 24 с.

25. Intercomparison 1630: pH, conductivity, alkalinity, NO₃-N, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, TOC, Al, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni and Zn. Oslo (Norway): Norwegian Institute for Water Research. 2016. Report N. 7081 // ICP Waters report 129/2016. URL: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2426546>
26. Лозовик П.А., Бородулина Г.С., Карпечко Ю.В., Кондратьев С.А., Литвиненко А. В, Литвинова И.А. Биогенная нагрузка на Онежское озеро по данным натурных наблюдений. // Труды Карельского научного центра РАН. 2016. № 5. С. 35–52. doi:10.17076/lim303
27. Назарова Л.Е., Исакова К.В., Калинкина Н.М., Балаганский А.Ф. Влияние потепления климата на зимний сток реки Шуя и последствия для зообентоса Онежского озера // Известия Русского географического общества. 2022. Т. 154, № 1. С. 28–36. doi:10.31857/S0869607122010086
28. Galakhina N., Zobkov M., Zobkova M. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last three decades with special reference to nutrient concentrations // Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management. 2022. Vol. 17. P. 100619. doi:10.1016/j.enmm.2021.100619
29. Калинкина Н.М., Теканова Е.В., Ефремова Т.В., Пальшин Н.И., Назарова Л.Е., Баклагин В.Н., Здоровеннов Р.Э., Смирнова В.С. Реакция экосистемы Онежского озера в весенне-летний период на аномально высокую температуру воздуха зимы 2019/2020 годов // Известия РАН. Серия географическая. 2021. Т. 85, № 6. С. 888–899. doi:10.31857/S2587556621060078
30. Баклагин В.Н., Новикова Ю.С. Динамика концентрации хлорофилла *a* в поверхностных водах Онежского озера по спутниковым наблюдениям за 1998–2022 гг. // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2023. Т. 20. № 6. С. 289–302. doi:10.21046/2070-7401-2023-20-6-289-302
31. Смирнова В.С., Теканова Е.В., Калинкина Н.М. Фитопланктон как индикатор состояния экосистемы Кондопожской губы Онежского озера в условиях садкового выращивания форели // Трансформация экосистем. 2024. Т. 7, № 1 (24). С. 177–195. doi:10.23859/estr-220822
32. Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия в 2020 г. // Под ред. А.Н. Громцева. Петрозаводск: Министерство природных ресурсов и экологии Республики Карелия, 2021. 277 с.
33. Стерлигова О.П., Ильмаст Н.В., Кучко Я.А., Комулайнен С.Ф., Савосин Е.С., Барышев И.А. Состояние пресноводных водоемов Карелии с товарным выращиванием радужной форели в садках. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2018. 127 с.
34. Китаев С.П., Ильмаст Н.В., Стелигова О.П. Методы оценки биогенной нагрузки от форелевых ферм на водные экосистемы. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2006. 40 с.

References

1. Jenny J.-Ph., Anneville O., Arnaud F. et al. Scientists' warning to humanity: Rapid degradation of the world's large lakes. *Journal Great Lakes Research*. 2020, 46, 4, 686–702. doi:10.1016/j.jglr.2020.05.0068
2. Filatov N.N. (Editor): Diagnosis and forecast of thermohydrodynamics and ecosystems of the Great Lakes of Russia. *Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. Petrozavodsk*, 2020. 255 p. (In Russian).
3. Kalinkina N., Tekanova E., Korosov A., Zobkov M., Ryzhakov A. What is the extent of water brownification in Lake Onego, Russia? *Journal of Great Lakes Research*. 2020, 46, 4, 850–861. doi:10.1016/j.jglr.2020.02.008
4. Nikitin V.M., Abasov N.V., Bychkov I.V., Osipchuk E.N. Level regime of Lake Baikal: problems and contradictions. *Geography and Natural resources*. 4, 2019, 353–361. doi:10.1134/S1875372819040073
5. Zorkaltsev V.I., Kalikhman A.D., Kalikhman T.P., Sinyukovich V.N. The problem of regulating the level of Lake Baikal. *ECO*. 2022, 8, 24–43. doi:10.30680/ECO0131-7652-2022-8-24-43 (In Russian)
6. Filatov N.N., Baklagin V.N., Isaev A.V., Kondratiev S.A., Savchuk O.P. Development of an information and analytical system “lake — watershed” as a method of fundamental research and a tool for substantiating management decisions (on the example of Lake Onego). *Proceedings of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences*. 2022, 6, 161–172. doi:10.17076/lim1683 (In Russian).
7. Wulf F., Sokolov A., Savchuk O.P. Nest — a decision support system for management of the Baltic Sea. A user manual. *Baltic Nest Institute, Stockholm University Baltic Sea Centre, Technical Report* No. 10. 2013.
8. Lake Onegskoe. Atlas. *Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences*. 2010, 151 p. (In Russian).
9. Kondratiev S.A., Shmakova M.V. Mathematical modeling of mass transfer in the watershed — watercourse — reservoir system. *St. Petersburg, Nestor-Istoriya*, 2019. 246 p. (In Russian).
10. Isaev A.V., Savchuk O.P., Filatov N.N. Three-Dimensional Hindcast of Nitrogen and Phosphorus Biogeochemical Dynamics in Lake Onego Ecosystem, 1985–2015. Part I: Long-Term Dynamics and Spatial Distribution. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2022, 15, 2, 76–97. doi:10.48612/fpg/elm2–63b5-rhvg
11. Savchuk O.P., Isaev A.V., Filatov N.N. Three-Dimensional Hindcast of Nitrogen and Phosphorus Biogeochemical Dynamics in Lake Onego Ecosystem, 1985–2015 Part II. Seasonal Dynamics and Spatial Features; Integral Fluxes. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2022, 15, 2, 98–109. doi:10.48612/fpg/9mg5-run6-4zr8

12. Kalinkina N.M., Tekanova E.V., Syarki M.T. Ecosystem of Lake Onega: response of aquatic communities to anthropogenic factors and climate change. *Water Management of Russia: Problems, Technologies, Management*. 2017, 1, 4–18. doi:10.35567/19994508201711 (In Russian).
13. Galakhina N.E., Zobkov M.B. Hydrochemical studies in the area of trout farms in Kondopoga Bay of Lake Onego in the winter of 2022. *Proceedings of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. Trudy Karel'skogo Nauchnogo Centra RAS*. 2022, 6, 76–87. doi:10.17076/lim1599 (In Russian).
14. Tekanova E.V., Kalinkina N.M., Makarova E.M., Smirnova V.S. Current trophic state and water quality of Lake Onego. *Biology of Inland Waters*. 2023, 6, 740–746. doi:10.31857/S0320965223060335 (In Russian).
15. Sabylina A.V., Lozovik P.A., Zobkov M.B. Chemical composition of water in Lake Onego and its tributaries. *Water Resources*. 2010, 37, 6, 717–729 (In Russian).
16. Baklagin V.N. Formation of the structure of a unified database of hydrobiological and hydrochemical measurements of Lake Onego. *Physical and Mathematical Modeling of Processes in Geological Environments: Ninth International Scientific Conference-School of Young Scientists; October 18–20, 2023, Moscow, Conference materials. M., IPMechanics RAS*, 38–41 (In Russian).
17. Shvetsova A.A., Zvyagintseva A.V. Information and analytical decision support system for strategic planning of the development of regions and cities. *Soft Measurements and Calculations*. 2020, 36, 11, 55–66. doi:10.36871/26189976.2020.11.005 (In Russian).
18. Volpe G., Colella S., Brando V., Forneris V., LaPadula F., DiCicco A., Sammartino M., Bracaglia M., Artuso F., Santoleri R. The Mediterranean Ocean Colour Level 3 Operational Multi-Sensor Processing. *Ocean Science*. 2019, 15, 1, 127–146. doi:10.5194/os-15-127-2019
19. Bland J.M., Altman D.G. Applying the Right Statistics: Analyses of Measurement Studies. *Ultrasound Obstetrics & Gynecology*. 2003, 22, 1, 85–93. doi:10.1002/uog.122
20. Bryukhanov A. Yu., Kondratyev S.A., Oblomkova N.S., Oguzdin A.S., Subbotin I.A. Methodology for determining the nutrient load of agricultural production on water bodies. *Technologies and Technical Means of Mechanized Production of Crop Products and Livestock Farming*. 2016, 89, 175–183 (in Russian).
21. Kondrat'ev S.A., Bryukhanov A. Yu., Shmakova M.V., Rasulova A.M. Assessment of Possible Changes in the Biogenic Load onto Lake Onego under the Effect of Anthropogenic and Climatic Factors. *Water Resources*. 2024, 51, 3, 241–251. doi:10.1134/S0097807824700751
22. Marshall J., Hill C., Perelman L., et al. Hydrostatic, quasi-hydrostatic, and nonhydrostatic ocean modeling. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 1997, 102(C3), 5733–5752. doi:10.1029/96JC02776
23. Lozovik P.A., Efremenko N.E. (Eds). Analytical, kinetic and calculation methods in hydrochemical practice. *St. Petersburg, Nestor-Istoria*, 2017. 272 p. (In Russian).
24. Andreev Yu.A., Kileinova E.S., Ryazantseva I.A., Nazarova A.A. RD52.24.382–2019. Mass concentration of phosphate phosphorus in waters. Measurement technique using the photometric method. *Comp. Rostov-on-Don., Roshydromet, Publishing House of the Hydrochemical Institute*, 2019. 24 p. (In Russian).
25. Intercomparison 1630: pH, conductivity, alkalinity, NO₃-N, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, TOC, Al, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni and Zn. Oslo (Norway): Norwegian Institute for Water Research. 2016. Report N. 7081. ICP Waters report 129/2016. URL: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2426546>
26. Lozovik P.A., Borodulina G.S., Karpechko Yu.V., Kondratiev S.A., Litvinenko A.V., Litvinova I.A. Nutrient load on Lake Onego according to field observations. *Proceedings of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. Trudy Karel'skogo Nauchnogo Centra RAS*. 2016, 5, 35–52. doi:10.17076/lim303 (In Russian).
27. Nazarova L.E., Isakova K.V., Kalinkina N.M., Balagansky A.F. The influence of climate warming on the winter runoff of the Shuya River and the consequences for the zoobenthos of Lake Onego. *News of the Russian Geographical Society*. 2022, 154, 1, 28–36. doi:10.31857/S0869607122010086 (In Russian).
28. Galakhina N., Zobkov M., Zobkova M. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last three decades with special reference to nutrient concentrations. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*. 2022, 17, 100619. doi:10.1016/j.enmm.2021.100619
29. Kalinkina N.M., Tekanova E.V., Efremova T.V., Palshin N.I., Nazarova L.E., Baklagin V.N., Zdrovennov R.E., Smirnova V.S. Response of Lake Onego ecosystems of in the spring-summer period to the abnormally high air temperature of winter 2019/2020. *Izvestia RAS. Geographical Series*. 2021, 85, 6, 888–899. doi:10.31857/S2587556621060078 (In Russian).
30. Baklagin V.N., Novikova Yu.S. Dynamics of chlorophyll a concentration in the surface waters of Lake Onego according to satellite observations for 1998–2022. *Current Problems in Remote Sensing of the Earth from Space*. 2023, 20, 6, 289–302. doi:10.21046/2070-7401-2023-20-6-289-302 (In Russian).
31. Smirnova V.S., Tekanova E.V., Kalinkina N.M. Phytoplankton as an indicator of the state of the ecosystem of the Kondopoga Bay of Lake Onego in conditions of trout cage farming. *Transformation of Ecosystems*. 2024, 7, 1 (24), 177–195. doi:10.23859/estr-220822 (In Russian).

32. Gromtsev A.N. (Ed). State report on the state of the environment of the Republic of Karelia in 2020. Petrozavodsk, Ministry of Natural Resources and Ecology of the Republic of Karelia, 2021. 277 p. (In Russian).
33. Sterligova O.P., Ilmast N.V., Kuchko Ya.A., Komulainen S.F., Savosin E.S., Baryshev I.A. The state of freshwater bodies of Karelia with commercial cultivation of rainbow trout in cages. *Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences*. 2018. 127 p. (In Russian).
34. Kitaev S.P., Ilmast N.V., Steligova O.P. Methods for assessing the nutrient load from trout farms on aquatic ecosystems. *Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences*, 2006. 40 p. (In Russian).

Об авторах

ФИЛАТОВ Николай Николаевич, главный научный сотрудник, член-корреспондент РАН, профессор, ORCID: 0000-0002-3280-4375, Scopus Author ID: 7005879364, SPIN-код: 5378-8040, e-mail: nfilatov@rambler.ru

САВЧУК Олег Павлович, старший научный сотрудник, кандидат географических наук, ORCID: 0000-0002-3873-4662

БАКЛАГИН Вячеслав Николаевич, старший научный сотрудник, кандидат технических наук, ORCID: 0000-0002-0060-1653, e-mail: slava.baklagin@mail.ru

ГАЛАХИНА Наталия Евгеньевна, старший научный сотрудник, кандидат химических наук, ORCID: 0000-0003-4435-6095, SPIN-код: 2023-1470, Scopus ID: 55620886300, WoS Research ID: AAE-2153-2020, e-mail: kulakovanata@mail.ru

ЗОБКОВ Михаил Борисович, старший научный сотрудник, руководитель лаборатории гидрохимии и гидрогеологии, кандидат технических наук, ORCID: 0000-0003-3859-3991, WoS ResearcherID: M-4057-2013, Scopus Author ID: 16204620300, SPIN-код: 7913-6642, e-mail: ya-mikhailz@yandex.ru

ИСАЕВ Алексей Владимирович, старший научный сотрудник, кандидат географических наук, ORCID: 0000-0003-2005-4949, WoS ResearcherID C-1370-2014, Scopus Author ID 25641182000, SPIN-код: 4059-6017, e-mail: isaev1975@gmail.com

КОНДРАТЬЕВ Сергей Алексеевич, главный научный сотрудник, доктор физико-математических наук, ORCID: 0000-0003-1451-8428, WoS ResearcherID: AAN-9826-2020, Scopus Author ID: 55929551100, SPIN-код: 1145-3646, e-mail: kondratyev@limno.org.ru

КАЛИНКИНА Наталия Михайловна, ведущий научный сотрудник, руководитель лаборатории гидро-биологии, доктор биологических наук, ORCID: 0000-0001-6363-0470, WoS ResearcherID: U-1473-2017, Scopus Author ID: 6602225317, SPIN-код: 8999-2115, e-mail: cerioda@mail.ru

НОВИКОВА Юлия Сергеевна, инженер-исследователь, ORCID: 0000-0002-3330-6861, WoS ResearcherID: JXM-4004-2024, Scopus Author ID: 58564691800, SPIN-код: 7332-3911, e-mail: NovYuliana@gmail.com

РАСУЛОВА Анна Мурадовна, научный сотрудник, кандидат физико-математических наук, ORCID: 0000-0003-4400-2000, WoS ResearcherID: R-8815-2016, Scopus Author ID: 55347712100, SPIN-код: 3888-6462, e-mail: arasulova@limno.ru

ШМАКОВА Марина Валентиновна, ведущий научный сотрудник, доктор географических наук, ORCID: 0000-0002-2393-0070, Scopus Author ID: 15064845100, SPIN-код: 9076-9784, e-mail: m-shmakova@yandex.ru

УДК 551.464.7.072

© Т. Р. Еремина*, О. В. Хаймина, О. М. Владимирова, 2024

Российский государственный гидрометеорологический университет, 192007, Санкт-Петербург,
Воронежская ул., д. 79

*tanya.er@gmail.com

ВЛИЯНИЕ КЛИМАТИЧЕСКИХ И СОЦИАЛЬНО-ЭКОНОМИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ НА СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

Статья поступила в редакцию 01.02.2024, после доработки 05.06.2024, принята в печать 10.06.2024

Аннотация

Выполнены расчеты по воспроизведению основных компонентов экосистем Балтийского моря на основе стационарной, боксовой модели SANBALTS при различных сценариях изменения климата и социально-экономических условий. При различных сценариях потепления снижение биогенной нагрузки приведет к сокращению площади гипоксических зон в Балтийском море, при этом самое значительное уменьшение площади обусловлено сценарием сокращения сельскохозяйственного сектора и численности населения. Снизится содержание запасов фосфора в бентосном слое, увеличится концентрация неорганического азота, уменьшится азот-фиксация. Наиболее заметное снижение первичной продукции и повышение прозрачности воды связано с умеренным сценарием изменения климата и при значительном снижении биогенной нагрузки. Полученные результаты показали, что при определенных комбинациях сценариев можно ожидать улучшения экологического состояния моря даже при самом неблагоприятном климатическом сценарии.

Ключевые слова: сценарии, изменение климата, биогенная нагрузка, экосистема, моделирование, эвтрофирование, Балтийское море

UDC 551.464.7.072

© T. R. Eremina*, O. V. Khaimina, O. M. Vladimirova, 2024

Russian State Hydrometeorological University, 192007, St. Petersburg, Voronezhskaya Str., 79

*tanya.er@gmail.com

THE EFFECT OF CLIMATE AND SOCIO-ECONOMIC CHANGES ON THE STATE OF THE BALTIC SEA ECOSYSTEMS

Received 01.02.2024, Revised 05.06.2024, Accepted 10.06.2024

Abstract

In this study, calculations are performed to reproduce the main components of the Baltic Sea ecosystems based on the stationary, boxed SANBALTS model under various scenarios of climate change in combination with two scenarios of the development of socio-economic conditions. Under various warming scenarios, a decrease in the nutrient load will lead to a reduction in the area of hypoxic zones in the Baltic Sea, while the most significant decrease in the area is due to the scenario of a reduction in the agricultural sector and population. The phosphorus in the benthic layer will decrease, the concentration of inorganic nitrogen will increase, and nitrogen fixation will decrease. The most noticeable decrease in primary production and an increase in water transparency is associated with a moderate climate change scenario and with a significant decrease in the nutrient load. The results showed that under certain combinations of scenarios, an improvement in the ecological state of the sea can be expected even under the most unfavorable climatic scenario.

Keywords: scenarios, climate change, nutrients load, ecosystem, modeling, eutrophication, Baltic Sea

Ссылка для цитирования: Еремина Т.Р., Хаймина О.В., Владимирова О.М. Влияние климатических и социально-экономических изменений на состояние экосистем Балтийского моря // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2024. Т. 17, № 2. С. 25–34. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-3

For citation: Eremina T.R., Khaimina O.V., Vladimirova O.M. The Effect of Climate and Socio-Economic Changes on the State of the Baltic Sea Ecosystems. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2024, 17, 2, 25–34. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-3

1. Введение

Многочисленные исследования по изменению климата в Балтийском бассейне, обобщенные в [1], подтверждают, что современное состояние экосистем Балтийского моря формируется в условиях заметных климатических изменений — тенденция потепления сохраняется в современном периоде и, вполне вероятно, будет продолжаться в течение всего двадцать первого века. Увеличение температуры поверхности для Балтийского моря выражено сильнее, чем для районов Северного моря, Иберийской части Атлантики и Норвежского моря. Изменение климата усиливает давление на экосистему моря, испытывающую широкий спектр антропогенных воздействий, таких как загрязнение, эвтрофикация, перелов рыбы и утрата среды обитания [2].

Разработанные сценарии изменения климата для региона Балтийского моря, на основе которых строятся модельные расчеты, также прогнозируют увеличение температуры и количества осадков с последующим повышением температуры поверхностного слоя моря, сокращение длительности ледостава, увеличение речного стока и уменьшение солености воды [3]. Согласно модельным оценкам влияние изменений климата на морские экосистемы и эвтрофикацию Балтийского моря [4] в будущем климате (до 2100 г.) обусловит ухудшение кислородных условий в глубинных слоях моря по сравнению с современными условиями, а предлагаемое уменьшение биогенных нагрузок в соответствии с Планом Действий по Балтийскому морю (ПДБМ) [5] приведет только к незначительному улучшению качества воды. Более детальные модельные оценки будущих изменений морских экосистем Балтийского моря в 21 столетии были получены на основе ансамблевого подхода [6]. Результаты сценарных расчетов показали, что влияние изменения климата на биогеохимический круговорот будет значительным, но все же меньшим, чем влияние вероятных изменений в поступлении биогенных нагрузок. Реализация Плана действий по Балтийскому морю по сокращению поступления биогенных веществ для всего водосборного бассейна, приведет к значительному улучшению экологического состояния Балтийского моря, включая сокращение размеров зоны гипоксии также в будущем климате, что, в свою очередь, повысит устойчивость Балтийского моря к ожидаемым воздействиям изменения климата [6].

Наряду с климатом, значительное влияние на состояние экосистем Балтийского моря могут оказывать изменяющиеся социально-экономические условия в регионе [7–9]. Изменения в поступлении биогенных веществ со стоком рек в Балтийское море определяются не только климатом, численностью населения, особенностями почвы и землепользования, но и технологиями, применяемыми в различных секторах экономики, особенно в сельском хозяйстве и очистке сточных вод. Как природные, так и антропогенные условия влияют на такие процессы, как эрозия, осаждение, выщелачивание, удержание и трансформация биогенных веществ на поверхности земли, в недрах почвы или в водах. Так, например, в [7] на основе сценарных расчетов была получена оценка изменения в поступлении биогенных веществ со стоком рек в Балтийское море, которые можно ожидать в 2050-х гг. в связи с изменением климата и вероятными изменениями социально-экономических условий. Согласно полученным прогнозам, воздействие изменения климата к середине столетия оказалось меньшим, чем непосредственное влияние меняющихся социально-экономических факторов, таких как землепользование, сельскохозяйственная практика, атмосферные выпадения и сбросы сточных вод.

Целью работы является оценка изменчивости компонентов морских экосистем Балтийского моря при задании воздействий на систему в соответствии с разработанными сценариями изменения климата и социально-экономическими путями развития (SSP) на основе численного моделирования.

2. Материалы и методы

Для оценки изменчивости компонентов морской экосистемы в условиях изменения климата и под воздействием социально-экономических факторов использовалась модель экосистемы Балтийского моря SANBALTS (Simpleas Necessary Baltic Sea), входящая в состав системы принятия решений NEST [10]. SANBALTS физико-биогеохимическая модель, которая описывает влияние изменения биогенной нагрузки на состояние окружающей среды. Балтийское море в модели представлено семью крупными морскими бассейнами, включающими в себя: Ботнический залив, Ботническое море, Финский залив, Рижский залив, Центральную Балтику, Датские проливы и Каттегат.

Модель реализуется в стационарном режиме и позволяет оценить трофическое состояние экосистем моря, которое будет достигнуто при изменении биогенной нагрузки. Процессы поступления, транспорта и трансформации вещества рассчитываются для восьми боксов на основе обычных дифференциальных уравнений. В зависимости от целей и задач исследований граничные условия могут быть заданы либо

в виде временных рядов, либо в виде констант. В первом случае решение системы уравнений показывает, как концентрации и процессы изменяются во времени. В последнем случае система уравнений численно интегрируется до тех пор, пока решение не достигнет устойчивого состояния, соответствующего заданной комбинации неизменных внешних воздействий. Рассчитанные для каждого бокса концентрации биогенных веществ и кислорода, а также транспортные потоки и основные биогеохимические потоки могут быть проанализированы различными способами, включая построение подробных балансов биогенных веществ. Модель включает в себя девять переменных состояния, которые представляют собой среднегодовые значения их естественных прототипов: растворенного неорганического азота и фосфора; содержания азота и фосфора во всех лабильных органических фракциях — мертвых и живых, растворенных и твердых частицах; азота и фосфора в стойких фракциях растворенного органического вещества. Азот и фосфор в донных отложениях содержат только биодоступные фракции. В центральной Балтике моделируется средняя концентрация кислорода как регулирующий элемент циклов биогенных веществ в условиях изменения окислительно-восстановительных свойств морской среды [10].

Для проведения расчетов использовались сценарии изменения биогенных нагрузок при различном развитии климатических изменений, полученные в [9] для оценки вероятных воздействий изменения климата на неточечные источники биогенных веществ, а именно, 2 климатических сценария RCP4.5 и RCP8.5, для задания антропогенных воздействий — набор региональных социально-экономических сценариев SSP, разработанных на основе глобальных сценариев [11].

В климатическом сценарии RCP 4.5 повышение температуры составляет не более 3 °C при потоке радиации 4,5 Вт/м² к концу столетия. Сценарий RCP 8.5 является «жестким», в котором при сохранении современных климатических тенденций концентрация CO₂ достигнет 1,370 ppm и поток радиации составит 8,5 Вт/м² к концу 100-летнего периода, что приведет к потеплению на 5 °C [12]. Эти сценарии были применены для водосборного бассейна Балтийского моря с использованием региональных климатических моделей RCA4, WRF и REMO для европейского региона и некоторых частей Северо-Восточной Атлантики [13], а также результаты расчета воздействия изменения климата на биогенную нагрузку на водосборе Балтийского моря в следствии изменений пространственно-временного распределения осадков, полученные на гидрологической модели E-HYPE [15].

Для оценки влияния изменений социально-экономических факторов в [9] использовались сценарии, которые так или иначе связаны с изменением климата [14]. Наиболее важными факторами загрязнения от неточечных источников являются изменения в количестве осадков, землепользовании и технологические изменения в сельском хозяйстве. Развитие технологий очистки сточных вод и пространственное распределение населения относятся к основным факторам загрязнения от точечных источников. На атмосферное выпадение азота влияет количество применяемых в регионе технологий в животноводстве и обработке навоза, а также глобальные технологические изменения в процессах сжигания ископаемого топлива и биотоплива в секторах транспорта, производства электроэнергии и отопления [9].

Другие исходные данные для модели и управляющие данные, такие как землепользование и распределение сельскохозяйственных культур, нормы внесения удобрений, выбросы из точечных источников и атмосферные осадки, оставались неизменными, что соответствует их текущим значениям. Нагрузки биогенных веществ из неточечных источников в Балтийское море были агрегированы по водосборным бассейнам в годовом масштабе за период 2010–2098 гг. Предполагалось, что изменчивость климата в 2080–2098 гг. оставалась неизменной в течение двух последних лет моделирования. (2099–2100 гг.). Сравнение выполнялось с базовым расчетом для 2010 г.

Используя комбинации климатических и социально-экономических сценариев, в [9] были рассчитаны пропорции внешних нагрузок по азоту и фосфору к 2100 году от текущих нагрузок для Балтийского моря в целом и каждого суббассейна в отдельности (рис. 1). Совокупная нагрузка биогенными веществами из всех источников и для сценариев, прогнозируемых на 2100 год, включая как климатические воздействия, так и прямое воздействие социально-экономических факторов, колеблется от 52 % до 115 % от первоначальной нагрузки. Исходная современная биогенная нагрузка, включающая в себя поступления азота и фосфора с речным стоком, атмосферными выпадениями и из точечных источников, была взята в соответствии с данными источников 2010 г. (табл. 1) [16].

На рис. 1 приведены относительные изменения прогнозируемой нагрузки биогенных веществ в течение 21 века для семи суббассейнов Балтийского моря. Для сценариев с уменьшенной общей биогенной нагрузкой (SSP1, SSP2 и SSP3) относительные сокращения являются самыми высокими для тех суббассейнов, которые в настоящее время больше всего страдают от эвтрофикации. К ним относятся Центральная Балтика, Финский залив, Рижский залив и Датский пролив, в которые поступает сток из густонаселенных водосборных территорий.

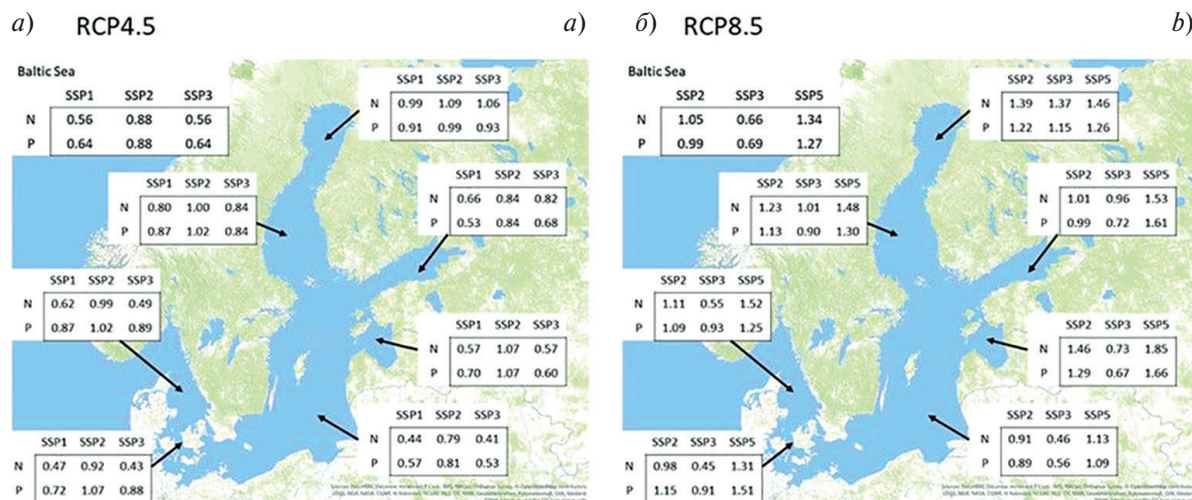


Рис. 1. Отношение внешних нагрузок по азоту и фосфору к 2100 году в Балтийском море к современным нагрузкам для сценариев RCP 4.5 (а) and RCP 8.5 (б) [9]

Fig. 1. External loading of N and P to the Baltic Sea by 2100 as proportion of current loading for RCP 4.5 (a) and RCP 8.5 (b) [9]

Таблица 1

Table 1

Опорный сценарий биогенной нагрузки по азоту и фосфору (т/год) за период 2003–2007 гг.

Reference scenario of nutrient load for nitrogen and phosphorus (t/year) for period 2003–2007

Суббассейн	Лабильный органический азот	Устойчивый органический азот	Неорганический азот	Лабильный органический фосфор	Устойчивый органический азот	Неорганический фосфор
Ботнический залив	8544,5	28137,7	24905,5	1193,2	168,6	1471,6
Ботническое море	10950,5	20205,7	45607,9	1050,7	116,1	1976,6
Центральная Балтика	53990,5	71521,1	272611,5	7181,0	797,8	8513,7
Финский залив	13559,0	33224,1	62427,9	2642,2	293,6	3368,1
Рижский залив	11080,0	17216,3	55225,0	1302	144,7	1471,1
Датские проливы	7783,7	4765,9	53769,9	572,4	62,7	937,9
Каттегат	10214,7	10240,6	56139,2	632,4	70,1	942,3

Это обусловлено тем, что потенциал усовершенствования технологий по снижению нагрузки биогенными веществами от точечных источников наиболее высок на водосборах стран Балтии, России и Польши, где сток биогенов происходит непосредственно в Балтийское море, Финский и Рижский заливы [9].

Для оценки изменчивости компонент морской экосистемы в условиях изменения климата и при антропогенном воздействии с использованием модели SANBALTS были выбраны сценарии RCP 4.5 и RCP 8.5 и социально-экономические сценарии SSP2 и SSP3 [9]. Оба сценария предусматривают некоторое снижение биогенной нагрузки, однако в сценарии SSP2 социальные, экономические и технологические тенденции сохраняют сложившиеся в мире закономерности. Страны стремятся к достижению устойчивого развития, однако происходит это крайне медленно. Экологические системы подвергаются деградации, хотя имеются некоторые улучшения, в целом, интенсивность использования ресурсов и энергии снижается. Глобальный рост населения является умеренным и стабилизируется во второй половине века. Неравенство доходов сохраняется или улучшается очень медленно, и сохраняются проблемы, связанные с уменьшением уязвимости к социальным и экологическим изменениям. В сценарий SSP3 экономическое развитие идет медленно, потребление является материалоемким, а неравенство доходов сохраняется или усугубляется с течением времени. Снижается прирост населения в промышленно развитых странах, сокращается сельскохозяйственный сектор в Балтийском регионе.

3. Результаты моделирования

В результате расчетов на модели было получено 5 стационарных режимов, характеризующих трофическое состояние, которое будет достигаться при изменении в поступлении биогенных веществ при заданных сценариях развития климата и социально-экономических факторах. Исходным расчетом является расчет, основанный на биогенной нагрузке в 2003–2007 гг.

Изменение климата влияет на кислородные условия в глубинных слоях моря. В [4] показано, что при потеплении климата гипоксические зоны, сосредоточенные в основном в центральной части Балтийского моря, увеличиваются. При совместном учете изменения климата и социально-экономических факторов SSP2 и SSP3 площадь гипоксии уменьшается по сравнению с состоянием на 2003–2007 гг. (табл. 2).

Наиболее значительно — на 40–50 % площадь гипоксии уменьшается при применении SSP3 сценария, при котором снижается рост численности населения непосредственно в странах Балтийского региона, что приводит к снижению биогенной нагрузки на Балтийское море в целом. Также увеличивается глубина, на которой наблюдаются гипоксические условия.

Изменения концентрации неорганического азота наиболее значительны для Ботнического и Рижского заливов, где при существенном потеплении климата, в обоих случаях SSP концентрация увеличивается на 3,5–4 мкмоль/л (рис. 2). Это, вероятно, связано с тем, что согласно SSP2 характер продуктовых предпочтений в питании, а также размер сельскохозяйственного сектора остаются примерно прежними за весь период расчета, а нагрузка от точечных источников несколько увеличивается из-за роста количества осадков. Кроме того, известно [17], что Ботнический и Рижский заливы лимитируются фосфором, в отличие от остальных районов Балтийского моря, в которых рост фитопланктона регулируется азотом, в связи с чем,

Таблица 2

Table 2

Площадь гипоксии для исходной биогенной нагрузки (2003–2007 гг.) и для 4 сценариев изменения климата и биогенной нагрузки

Hypoxia area for the initial nutrient load (2003–2007) and for 4 scenarios of climate change and nutrient load

Площадь гипоксии	Площадь, км ²	Разница площади по сравнению с 2003–2007 гг., %	Глубина, м
2003–2007 гг.	34475	—	98
RCP4.5SSP2	28971	–16	104
RCP 4.5 SSP3	18104	–47	118
RCP 8.5SSP2	33811	–2	99
RCP 8.5SSP3	20457	–41	115

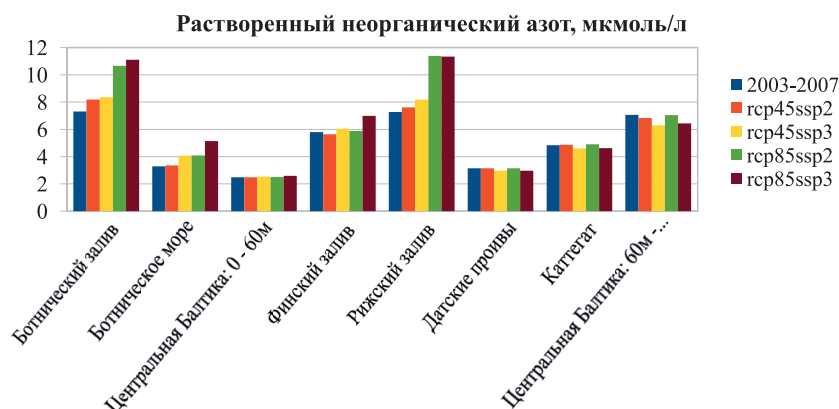


Рис. 2. Концентрация растворенного неорганического азота, рассчитанная на модели SANBALTS при различных сценариях изменения климата и биогенной нагрузки

Fig. 2. Concentration of dissolved inorganic nitrogen calculated using SANBALTS model under various scenarios of climate change and nutrient load

увеличение нагрузки по азоту приводит к росту его концентрации в заливах. В соответствии со сценарием SSP3, в южных водосборных бассейнах Балтийского моря, где преобладает сельскохозяйственное землепользование, из-за сокращения международной торговли сельскохозяйственной продукцией и численности населения в регионе сельскохозяйственный сектор сокращается, что приводит к незначительному снижению содержания неорганического азота в Датских проливах и Каттегате.

Снижение нагрузок по фосфору приводит к снижению содержания растворенного неорганического фосфора в Финском и Рижском заливах, а также в центральной Балтике, которое хорошо выражено для социально-экономического сценария SSP3 и для обоих сценариев изменения климата во всех районах Балтийского моря (рис. 3). Причиной снижения является скорее всего уменьшение численности населения, сокращение площади гипоксических зон и как следствие, снижение количества фосфатов, поступающих в придонные слои из донных отложений в анаэробных условиях и сокращение бюджета фосфора в водной толще. Для сценария SSP2 концентрация неорганического фосфора в Ботническом заливе не изменяется, в остальных суббассейнах снижается незначительно. Содержание общего фосфора (рис. 4) также уменьшается в большинстве исследуемых районов при всех рассматриваемых сочетаниях сценариев, за исключением сценария RCP85- SSP2 в Рижском заливе, где согласно SSP2 сельскохозяйственный сектор не изменяется за весь период расчета и возрастает нагрузка из точечных источников. В Ботническом заливе и Ботническом море изменений по содержанию фосфора практически не происходит.

Для всех вариантов сценариев заметное снижение азот-фиксации прогнозируется в Ботническом море и Рижском заливе, а также во всех районах Балтийского моря (табл. 3), что согласуется с прогнозируемым увеличением концентрации минерального азота. В Финском заливе также наблюдается уменьшение азот-фиксации, для сценария SSP2 уменьшение составляет 2000 т/год, тогда как при сценарии SSP3 азот-фиксация исчезает.

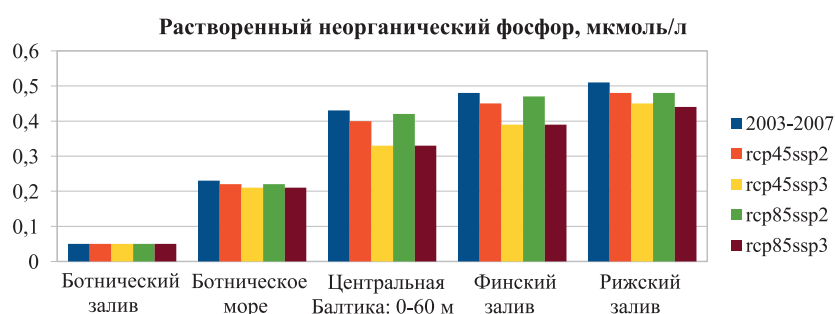


Рис. 3. Концентрация растворенного неорганического фосфора, рассчитанная на модели SANBALTS при различных сценариях изменения климата и биогенной нагрузки

Fig. 3. Concentration of dissolved inorganic phosphorus calculated using SANBALTS model under various scenarios of climate change and nutrient load

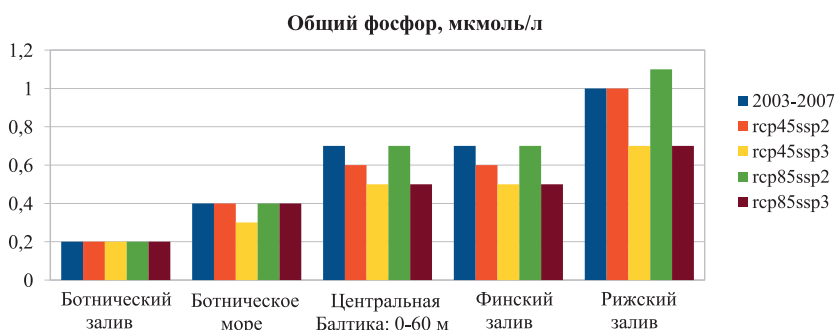


Рис. 4. Концентрация общего фосфора, рассчитанная на модели SANBALTS при различных сценариях изменения климата и биогенной нагрузки

Fig. 4. Concentration of dissolved total phosphorus calculated using SANBALTS model under various scenarios of climate change and nutrient load

Таблица 3

Table 3

Изменение потоков азот-фиксации, рассчитанных на модели SANBALTS
при различных сценариях изменения климата и биогенной нагрузки

Changes in nitrogen fixation fluxes calculated using SANBALTS model under various scenarios
of climate change and nutrient load

Азот-фиксация, 10^3 т/год	2003–2007	rcp45ssp2	rcp45ssp3	rcp85ssp2	rcp85ssp3
Ботнический залив	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ботническое море	8,23	0,69	0,00	0,00	0,00
Центральная Балтика: 0–60 m	297,00	257,60	182,43	276,79	175,47
Рижский залив	11,86	9,34	0,04	9,71	0,00
Финский залив	1,24	0,00	0,00	0,00	0,00
Датские проливы	5,08	4,42	4,48	4,76	4,34
Каттегат	3,40	2,87	4,14	2,84	3,93

Для всех районов Балтийского моря наблюдается снижение первичной продукции для климатического сценария RCP4.5 в сочетании со сценариями SSP2 и SSP3 (рис. 5). Значительное потепление климата при нагрузках SSP2 обуславливает увеличение первичной продукции во всех семи суббасейнах, однако наиболее существенно увеличивается первичная продукция только в Рижском заливе. Поскольку первичная продукция в Рижском заливе лимитируется фосфором, высокое содержание фосфора которого сохраняется для сценария SSP2 при климатических изменениях RCP4.5 и RCP85, то этим объясняется увеличение первичной продукции в Рижском заливе. В Ботническом заливе, несмотря на увеличение содержания неорганического азота, роста первичной продукции не происходит, поскольку содержание фосфора практически не меняется. При сценарии SSP3 первичная продукция снижается по Балтийскому морю в целом, поскольку для данного сценария содержание азота практически не меняется при существенном сокращении азот-фиксации, что приводит к снижению биомассы сине-зеленых водорослей, которые в период цветения являются доминирующими видами в структуре фитопланктона.

Полученный результат хорошо согласуется с изменением прозрачности воды. С уменьшением первичной продукции в условиях умеренного изменения климата (RCP4.5+SSP3) происходит заметное увеличение прозрачности во всех районах Балтийского моря (рис. 6).

Низкие значения прозрачности сохраняются лишь в Рижском заливе при «жестком» климатическом сценарии в сочетании со сценарием SSP2, а заметное увеличение прозрачности становится возможным лишь при сценарии RCP4.5+SSP3.

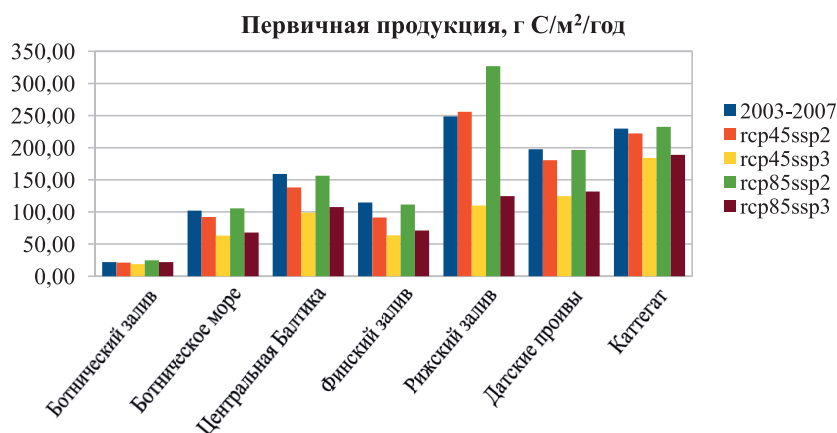


Рис. 5. Первичная продукция, рассчитанная на модели SANBALTS при различных сценариях изменения климата и биогенной нагрузки

Fig. 5. Primary production calculated on SANBALTS model under various scenarios of climate change and nutrient load

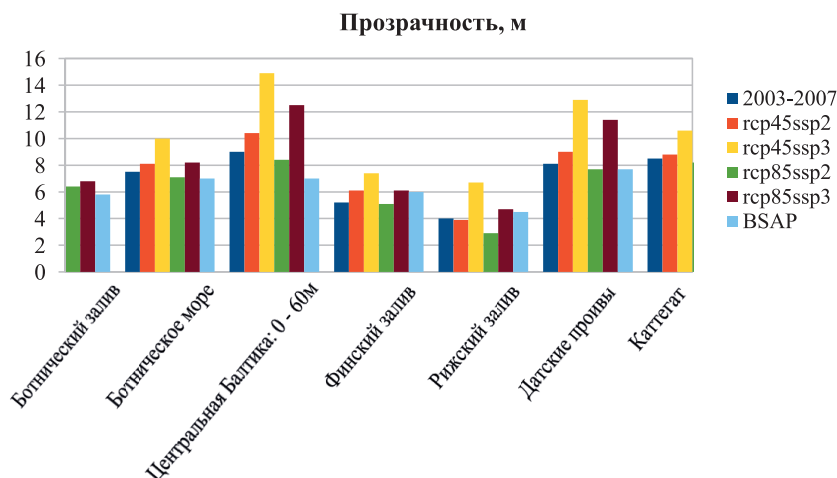


Рис. 6. Прозрачность воды, рассчитанная на модели SANBALTS при различных сценариях изменения климата и биогенной нагрузки

Fig. 6. Water transparency calculated using SANBALTS model under various scenarios of climate change and nutrient load

4. Заключение

Проведенные модельные эксперименты с использованием прогнозов изменения в поступлении биогенных нагрузок при различных климатических сценариях в сочетании со сценариями социально-экономических изменений подтверждают вывод о том, что последние могут оказывать как положительное, так и отрицательное воздействие на нагрузку, а общая тенденция может быть как возрастающей, так и уменьшающейся [9]. Сокращение сельскохозяйственного сектора и численности населения в сценарии SSP3 способствует сокращению площади, занятой гипоксическими зонами, что снижает внутреннюю нагрузку по неорганическому фосфору. Наряду с этим, изменение климата скорее всего играет большую роль в поступлении минеральных форм азота в северной и центральной частях Балтики. Согласно прогнозам [9], при рассмотрении исключительно влияния изменения климата на поступление биогенных веществ с водосборной площади нагрузка увеличивается на 28–36 % для сценария со значительным потеплением (RCP8.5) и на 7–20 % для умеренного изменения климата (RCP4.5) к концу текущего столетия. Умеренное потепление климата приведет к снижению первичной продукции при любых социально-экономических условиях, поскольку оба сценария предполагают снижение биогенной нагрузки на Балтийское море (по разным причинам и с различной эффективностью). Однако при значительном потеплении климата снижение первичной продукции будет обусловлено социально-экономическим сценарием, предусматривающим сокращение сельскохозяйственного сектора и численности населения в Балтийском регионе, за исключением Рижского залива. Таким образом, при сохранении тенденции потепления при различных социально-экономических условиях можно ожидать снижения уровня эвтрофикации на большей части Балтийского моря.

Благодарности

Идея проведения сценарных расчетов для исследования совместного влияния климатических изменений и социально-экономических условий на состояние экосистем Балтийского моря принадлежит Олегу Павловичу Савчуку. Авторы выражают глубокую благодарность Олегу Павловичу за те ценные советы и рекомендации, которые им были даны при обсуждении результатов моделирования. Подготовленная статья написана в память о выдающемся ученом, посвятившем всю свою жизнь развитию моделей экосистем Балтийского моря и внесшим весомый вклад в развитие этого направления исследований в научном сообществе Санкт-Петербурга.

Финансирование

Работа выполнена в рамках государственного задания FSZU-2023-0002.

Funding

The work was performed under the State assignment FSZU-2023-0002.

Литература

1. Костяной А.Г., Ерёмкина Т.Р., Иванов В.В. и др. Морские природные системы / Третий оценочный доклад об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. Росгидромет. СПб.: Научные технологии, 2022. С. 202–207.
2. HELCOM, Annual report, 2019, 18 p. URL: <https://helcom.fi/media/publications/HELCOM-Activities-Report-2019.pdf>
3. Meier H.E.M., Edman M.K., Eilola K.J., Placke M., Neumann T., Andersson H., Brunnabend S., Dieterich C., Frauen C., Friedland R., Gröger M., Gustafsson B., Gustafsson E., Isaev A., Kniebusch M., Kuznetsov I., Müller-Karulis B., Omstedt A., Ryabchenko V., Saraiva S., Savchuk O. Assessment of eutrophication abatement scenarios for the Baltic Sea by multi-model ensemble simulations // *Frontiers in Marine Science*. 2018. Vol. 5. P. 1–24. doi:10.3389/fmars.2018.00440
4. Рябченко В.А., Карлин Л.Н., Исаев А.В., Ванкевич Р.Е., Ерёмкина Т.Р., Молчанов М.С., Савчук О.П. Модельные оценки эвтрофикации Балтийского моря в современном и будущем климате // *Океанология*. 2016. Т. 56, № 1. С. 41–50.
5. HELCOM, 2007. HELCOM Baltic Sea Action Plan (Adopted by the HELCOM Ministerial Meeting, Krakow, Poland 15th November 2007).
6. Meier M., Dieterich C., Gröger M. et al. Oceanographic regional climate projections for the Baltic Sea until 2100 // *Earth System Dynamics*. 2022. Vol. 13. P. 159–199. doi:10.5194/esd-13-159-2022
7. Bartosova A., Capell R., Olesen J.E. et al. Future socioeconomic conditions may have a larger impact than climate change on nutrient loads to the Baltic Sea // *Ambio*. 2019. Vol. 48. P. 1325–1336. doi:10.1007/s13280-019-01243-5
8. Zandersen M., Hyttiäinen K., Meier M. et al. Shared socio-economic pathways extended for the Baltic Sea: exploring long-term environmental problems // *Regional Environmental Change*. 2019. Vol. 19. P. 1073–1086. doi:10.1007/s10113-018-1453-0
9. Pihlainen S., Zandersen M., Hyttiäinen K. et al. Impacts of changing society and climate on nutrient loading to the Baltic Sea // *Science of the total environment*. 2020. Vol. 731. P. 138935 doi:10.1016/j.scitotenv.2020.138935
10. Savchuk O.P., Wulff F. Modeling the Baltic Sea Eutrophication in a Decision Support System // *Ambio*. 2007. Vol. 36, No. 2–3. P. 141–148. doi:10.1579/0044-7447(2007)36[141:mtbsei]2.0.co;2
11. O'Neill B.C., Kriegler E., Riahi K., Ebi K.L., Hallegatte S., Carter T.R., Mathur R., Vuuren D.P.v.. A new scenario framework for climate change research: the concept of shared socioeconomic pathways // *Climate Change*. 2014. Vol. 122. P. 387–400.
12. Moss R., Edmonds J., Hibbard K., et al. The next generation of scenarios for climate change research and assessment // *Nature*. 2010. Vol. 463. P. 747–756. doi:10.1038/nature08823
13. Donnelly C., Greuell W., Andersson J., Gerten D. et al. Impacts of climate change on European hydrology at 1.5, 2 and 3 degrees mean global warming above preindustrial level // *Climatic Change*. 2017. Vol. 143. P. 13–26.
14. Van Ruijven B.J., Levy M.A., Agrawal A. et al. Enhancing the relevance of shared socioeconomic pathways for climate change impacts, adaptation and vulnerability research // *Climatic Change*. 2014. Vol. 122. P. 481–494. doi:10.1007/s10584-013-0931-0
15. Donnelly C., Andersson J.C.M., Arheimer B. Using flow signatures and catchment similarities to evaluate the E-HYPE multi-basin model across Europe // *Hydrological Sciences Journal*. 2016. Vol. 61(2). P. 255–273. doi:10.1080/02626667.2015.1027710
16. HELCOM. 2015. Updated Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5.5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 145.
17. Murray C.J., Müller-Karulis B., Conley D.J. et al. Past, Present and Future Eutrophication Status of the Baltic Sea // *Frontiers in Marine Science*. 2019. Vol. 6:2. doi:10.3389/fmars.2019.00002

References

1. Kostyanoy A.G., Eremina T.R., Ivanov V.V. et al. Marine natural systems: The third assessment report on climate change and its consequences on the territory of the Russian Federation / Ed. by V.M. Katcov. *Sankt-Peterburg, Naukoemkie Tekhnologii*, 2022. P. 202–207 (in Russian).
2. HELCOM Annual report. 2019. URL: <https://helcom.fi/media/publications/HELCOM-Activities-Report-2019.pdf> (Accessed 04.12.2023).
3. Meier H.E.M., Edman M.K., Eilola K.J. et al. Assessment of eutrophication abatement scenarios for the Baltic Sea by multi-model ensemble simulations. *Frontiers in Marine Science*. 2018, 5, 1–24. doi:10.3389/fmars.2018.00440

4. Ryabchenko V.A., Karlin L.N., Isaev A.V. et al. Model estimates of eutrophication of the Baltic Sea in the current and future climate. *Okeanologiya*. 2016, 56(1), 41–50 (in Russian). doi:10.7868/S0030157416010160
5. HELCOM. 2007: HELCOM Baltic Sea Action Plan (Adopted by the HELCOM Ministerial Meeting, Krakow, Poland 15th November 2007). URL: https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSAP_Final.pdf (Accessed 12.12.2023).
6. Meier M., Dieterich C., Gröger M. et al. Oceanographic regional climate projections for the Baltic Sea until 2100. *Earth System Dynamics*. 2022, 13, 159–199. doi: 10.5194/esd-13-159-2022
7. Bartosova A., Capell R., Olesen J.E. et al. Future socioeconomic conditions may have a larger impact than climate change on nutrient loads to the Baltic Sea. *Ambio*. 2019, 48, 1325–1336. doi:10.1007/s13280-019-01243-5
8. Zandersen M., Hyytiäinen K., Meier M. et al. Shared socio-economic pathways extended for the Baltic Sea: exploring long-term environmental problems. *Regional Environmental Change*. 2019, 19, 1073–1086. doi:10.1007/s10113-018-1453-0
9. Pihlainen S., Zandersen M., Hyytiäinen K. et al. Impacts of changing society and climate on nutrient loading to the Baltic Sea. *Science of The Total Environment*. 2020, 731, 138935. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.138935
10. Savchuk O., Wulff F. Modeling the Baltic Sea Eutrophication in a Decision Support System. *Ambio*. 2007, 36(2–3), 141–148. doi:10.1579/0044-7447(2007)36[141: MTBSEI]2.0.CO;2
11. O'Neill B.C., Kriegler E., Riahi K. et al. A new scenario framework for climate change research: the concept of shared socioeconomic pathways. *Climate Change*. 2014, 122, 387–400. doi:10.1007/s10584-013-0905-2
12. Moss R., Edmonds J., Hibbard K. et al. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*. 2010, 463, 747–756. doi:10.1038/nature08823
13. Donnelly C., Greuell W., Andersson J. et al. Impacts of climate change on European hydrology at 1.5, 2 and 3 degrees mean global warming above preindustrial level. *Climate Change*. 2017, 143, 13–26. doi:10.1007/s10584-017-1971-7
14. Van Ruijven B.J., Levy M.A., Agrawal A. et al. Enhancing the relevance of shared socioeconomic pathways for climate change impacts, adaptation and vulnerability research. *Climate Change*. 2013, 122, 481–494. doi:10.1007/s10584-013-0931-0
15. Donnelly C., Andersson J.C.M., Arheimer B. Using flow signatures and catchment similarities to evaluate the E-HYPE multi-basin model across Europe. *Hydrological Sciences Journal*. 2016, 61(2), 255–273. doi:10.1080/02626667.2015.1027710
16. HELCOM. 2015: Updated Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5.5). *Baltic Sea Environment Proceedings No. 145*. URL: https://www.academia.edu/76011477/Baltic_Sea_Environment_Proceedings_No_145_Baltic_Marine_Environment_Protection_Commission_Updated_Fifth_Baltic_Sea_Pollution_Load_Compilation_PLC_5_5_Published_by_Helsinki_Commission (Accessed 04.12.2023)
17. Murray C.J., Müller-Karulis B., Conley D.J. et al. Past, present and future eutrophication status of the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science*. 6:2. doi:10.3389/fmars.2019.00002

Об авторах

ЕРЁМИНА Татьяна Рэмовна, директор института гидрологии и океанологии, кандидат физико-математических наук, доцент, ORCID: 0000-0001-5243-1804, WoS ResearcherID E-6467-2017, Scopus Author ID 25640577600, SPIN-код: 1006-4222, e-mail: tanya.er@gmail.com

ХАЙМИНА Ольга Владимировна, доцент кафедры прикладной океанографии и комплексного управления прибрежными зонами, кандидат географических наук, ORCID: 0009-0000-8545-0761, Scopus Author ID 26032078000, SPIN-код: 6418-2467, e-mail: khaimina@rshu.ru

ВЛАДИМИРОВА Оксана Михайловна, доцент кафедры океанологии, кандидат географических наук, Scopus Author ID 57205388852, SPIN-код: 3709-3360, e-mail: 3256767@gmail.com

UDC 504.45.058

© B. Chubarenko, J. Gorbunova*, D. Domnin, 2024

Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, 36 Nakhimovsky Prosp., Moscow 117997, Russia
*julia_gorbunova@mail.ru

A SCENARIO ANALYSIS OF SOCIO-ECONOMIC AND CLIMATE RELATED CHANGES IN NUTRIENT LOAD AND RETENTION FOR THE PREGOLYA RIVER CATCHMENT (SOUTH-EASTERN BALTIC): THE VIEW AT THE BEGINNING OF 21ST CENTURY

Received 11.01.2024, Revised 03.06.2024, Accepted 04.06.2024

Abstract

The study analysed the transboundary Pregolya River Catchment, covering both the Polish and Russian parts, using the HYPE hydrological module and FyrisNP emission-retention model. The results revealed significant spatial variations in nutrient retention. The data assessment indicates that, at the start of the 21st century, the nutrient load from the Polish part of the catchment is significantly greater than that from the Russian part. Model simulations based on climatic projections for the years 2041–2060, but with current nutrient loads, showed a significant level of uncertainty in the changes of nutrient export to the Baltic Sea. The range for total nitrogen was –10 % to +27 %, and for total phosphorus it was –29 % to –10 %. Model simulations based on different socio-economic scenarios, but current climate conditions, showed that if present 5-year trends are maintained, nutrient export will only increase slightly (3 % for total nitrogen and total phosphorus). If the plans for socio-economic growth of Polish and Russian local governments are implemented, including the expansion of agriculture in Kaliningrad Oblast, there will be a significant increase in nutrient export (78 % for total nitrogen and 55 % for total phosphorus).

Keywords: nutrient load; catchment; scenario modelling, climate change, Pregolya River; Baltic Sea

УДК 504.45.058

© Б. В. Чубаренко, Ю. А. Горбунова*, Д. А. Домнин, 2024

Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, 117997, Москва, Нахимовский проспект, д. 36
*julia_gorbunova@mail.ru

СЦЕНАРНЫЙ АНАЛИЗ СОЦИАЛЬНО-ЭКОНОМИЧЕСКИХ И КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ НАГРУЗКИ И УДЕРЖАНИЯ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ВОДОСБОРЕ РЕКИ ПРЕГОЛИ (ЮГО-ВОСТОЧНАЯ БАЛТИКА): ВЗГЛЯД НА НАЧАЛО XXI ВЕКА

Статья поступила в редакцию 11.01.2024, после доработки 03.06.2024, принята в печать 04.06.2024

Аннотация

В ходе исследования был проанализирован трансграничный водосборный бассейн реки Преголи, охватывающий как польскую, так и российскую части, с использованием гидрологического модуля HYPE и модели расчета нагрузок и удержания биогенных веществ FyrisNP. Результаты выявили значительные пространственные различия в характеристиках удержания биогенных веществ. Оценка данных показывает, что в начале XXI века биогенная нагрузка из польской части водосбора значительно выше, чем из российской части. Моделирование, основанное на климатических прогнозах на 2041–2060 гг., но с учетом нынешней нагрузки по биогенным веществам, показало значительный уровень неопределенности в изменениях экспорта биогенных веществ в Балтийское море. Диапазон для общего азота составлял от –10 % до +27 %, а для общего фосфора — от –29 % до –10 %. Модельные расчёты, основанные на различных социально-экономических сценариях и текущих климатических условиях, показали, что при сохранении

Ссылка для цитирования: Чубаренко Б.В., Горбунова Ю.А., Домнин Д.А. Сценарный анализ социально-экономических и климатических изменений нагрузки и удержания биогенных веществ в водосборе реки Преголи (Юго-Восточная Балтика): взгляд на начало XXI века // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2024. Т. 17, № 2. С. 35–49. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-4

For citation: Chubarenko B., Gorbunova J., Domnin D. A Scenario Analysis of Socio-Economic and Climate Related Changes in Nutrient Load and Retention for the Pregolya River Catchment (South-Eastern Baltic): The View at the Beginning of 21st Century. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2024, 17, 2, 35–49. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-4

нынешних тенденций экспорт биогенных веществ увеличится лишь незначительно (3 % для общего азота и общего фосфора). Если планы социально-экономического роста польских и российских органов местного самоуправления будут реализованы, включая расширение сельского хозяйства в Калининградской области, произойдет значительный рост экспорта биогенных веществ (78 % для азота общего и 55 % для фосфора общего).

Ключевые слова: биогенная нагрузка, водосбор, моделирование сценариев, изменение климата, река Преголя, Балтийское море

1. Introduction

The Pregolya River catchment is part of the Baltic Sea drainage basin (Fig. 1, *a*). Domestic wastewater and agriculture are the main anthropogenic sources of nutrients [1]. Previously, there were several expert assessments of nutrient export to the Baltic Sea with the Pregolya River outflow: about 3,700–4,250 tons N/year and 490–740 tons P/year [2–7]. Only one of the assessments [5] was based on monitoring data in the Russian part of the catchment. Most

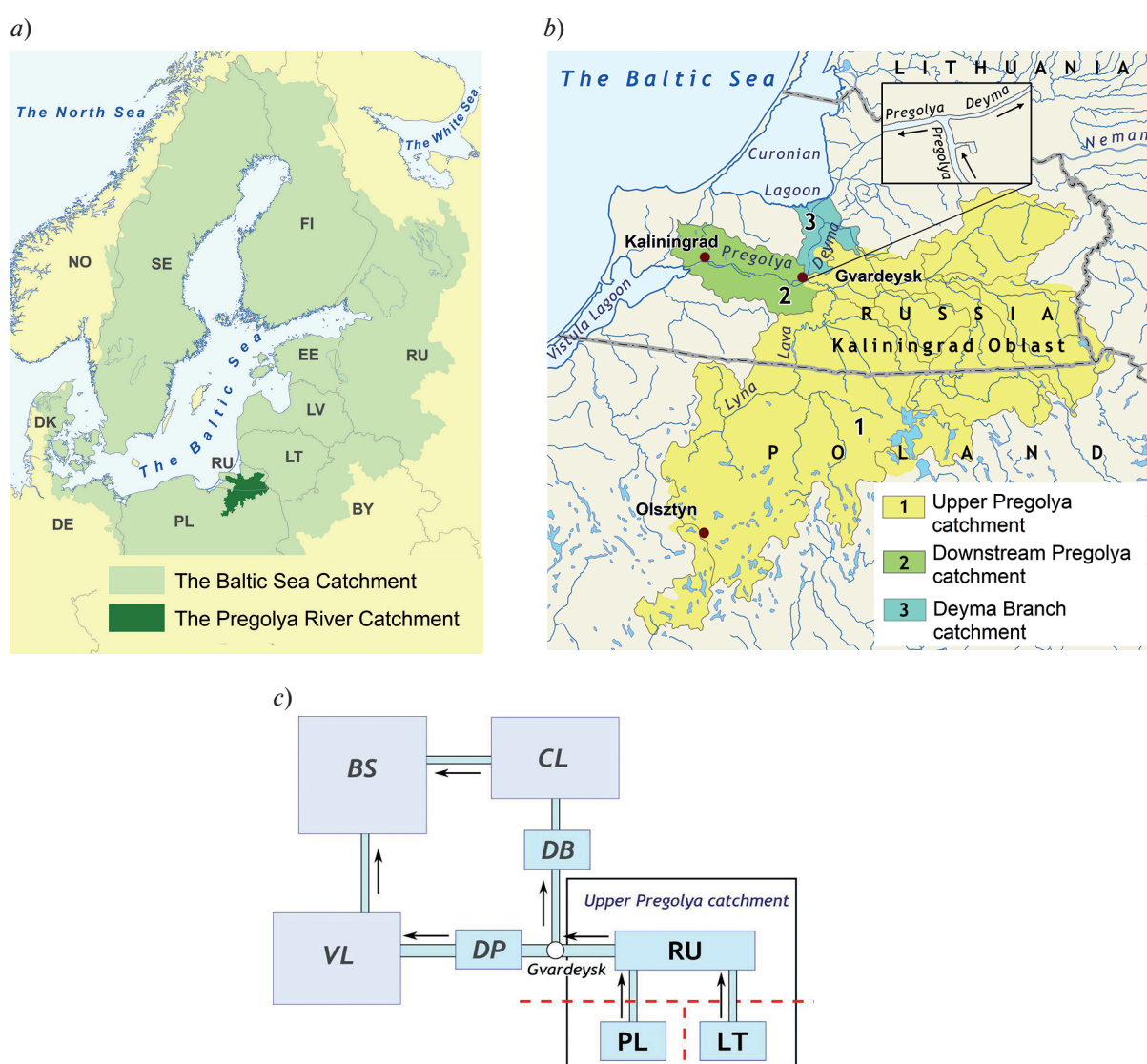


Fig. 1. The Pregolya River catchment (*a*), its transboundary location and sub-division into three segments (*b*): 1 — the Upper Pregolya catchment, 2 — the Downstream Pregolya catchment and 3 — the Deyma Branch catchment. The insert on fragment (*b*) shows the bifurcation point in Gvardeysk, where the Pregolya River forms two branches — the Downstream Pregolya (flowing to the Vistula Lagoon) and the Deyma Branch flowing to the Curonian Lagoon. The fragment (*c*) illustrates the structure of nutrient cascade of the Pregolya River catchment: PL, LT, RU — Polish, Lithuanian and Russian parts of the Upper Pregolya catchment, DP — Downstream Pregolya catchment (Russia), DB — Deyma Branch (Russia), CL — Curonian Lagoon, VL — Vistula Lagoon, BS — Baltic Sea

of the other assessments were based on modelling, but the models were developed only for the Russian part of the catchment [2–4, 7]. The whole Vistula Lagoon catchment, including the Polish and Russian parts, was considered in [6], but the paper only considered the load of inorganic nutrients — 5100 tons $\text{NO}_3\text{-N}$ /year and 320 tons $\text{PO}_4\text{-P}$ /year. Thus, a complete assessment of the whole Pregolya River catchment has not yet been carried out.

The Pregolya River catchment is shared by Poland and Russia, which have different national environmental legislation, management and decision-making systems [8]. Social and economic conditions vary both within and between the two national parts of the catchment [1].

Agriculture in the Kaliningrad Oblast has declined since the 1990s, with only 50 % of arable land currently in use [9]. In recent years, there has been a slight increase in agriculture in the Russian part of the catchment. From 2010 to 2014, the area of arable land increased by 5 % and livestock by 15 % [9]. Currently, agricultural development is a priority in the Kaliningrad Oblast policy. It is expected that there will be a 70 % increase in arable land, as well as a 350 % increase in cattle livestock and a 950 % increase in pigs by 2020, according to government strategies [9].

Changes in future climate may also impact nutrient emissions, as noted by [6, 10] conducted studies on the Vistula Lagoon catchment, which includes the Pregolya River, and found that climate change is likely to result in decreased nitrogen loads and slightly increased phosphorus loads. These findings are consistent with those of [11–13] present contrasting results for small Polish rivers and nutrient loads from land to the Baltic Sea. While [13] project an increase in nutrient loads, [12] show an increase in nitrate and phosphate loads with river discharge. The study suggests that further investigations are necessary, and [6] concluded that the impact of climate change should be extended to include the effects of land use and management on water quantity and quality in the Vistula Lagoon catchment.

The aim of the paper is to assess the nutrient emission and the retention for the Pregolya River catchment, as well as the load from it towards the Baltic Sea, under current and future climate and current and future socio-economic conditions.

The assessment of the nutrients load from the Pregolya River catchment made in the current paper is the most complete and comprehensive of existed ones [3, 6]. The study compared scenarios of changes in nutrient load from the catchment under different climatic and socio-economic conditions using the targeted installation of numerical models HYPE (flow model) for the Pregolya River catchment and the FyrisNP emission-retention model based on data from the beginning of the 21st century. The main goal of the scenario analysis was to compare the degree of impact of these different factors on the nutrient load.

2. Study area

Pregolya River is the largest river that flows into the Vistula Lagoon. Its basin comprises 65 % of the Lagoon's catchment area and its runoff is 44 % of the total runoff to the lagoon. The Pregolya River is bifurcated in two branches in the city of Gvardeysk (Fig. 1, *b*). Approximately 34 % of the Pregolya River runoff turns towards the Curonian Lagoon through the Deyma Branch [14]. This means that the nutrient export from the Pregolya River catchment are directed into the Baltic Sea via two buffer water bodies, namely, the Vistula and Curonian lagoons [15]. These lagoon ecosystems are characterized by a great content of nutrients which determine their high (eutrophic/hypereutrophic) level of biological productivity [16, 17].

The catchment area of the Pregolya River is shared almost equally between Russia and Poland, with 49 % and 51 % respectively (Fig. 1, *b*), and a small portion belonging to Lithuania (about 0.5 %). To illustrate the nutrient export cascade in the Pregolya catchment, a simplified scheme is presented in Figure 1c, where nutrients from the Polish and Lithuanian parts flow into the Russian part of the Upper Pregolya catchment. After the bifurcation point in Gvardeysk, nutrient fluxes are directed to the Baltic Sea through two pathways: 'Downstream Pregolya — Vistula Lagoon' and 'Deyma Branch — Curonian Lagoon'.

The Pregolya River catchment is home to 675,000 inhabitants in the Russian part and 460,000 inhabitants in the Polish part (Fig. 2, *a*). The majority of the Russian population resides in Kaliningrad city, with a population of 450,000 people. However, as the city's sewages are discharged directly to the Vistula Lagoon, bypassing the Pregolya River, the population of Kaliningrad was not considered in our scenario study. Table 1 shows the land use.

The Russian part of the catchment area considered 225,000 inhabitants (Table 2). In this area, 90 % of the urban population and 30 % of rural inhabitants are connected to the sewerage network [18]. In the Polish part, the corresponding numbers are 97 % and 43 %, respectively [19]. Almost all wastewaters (98 %) in the Polish part of the catchment area of the Pregolya River are treated. In the Russian part, three cities have biological treatment systems, while in the Polish part, ten cities and towns have such systems. Table 2 shows that there are more cattle and pigs, but fewer sheep and goats in the Polish part of the catchment area compared to the Russian part.

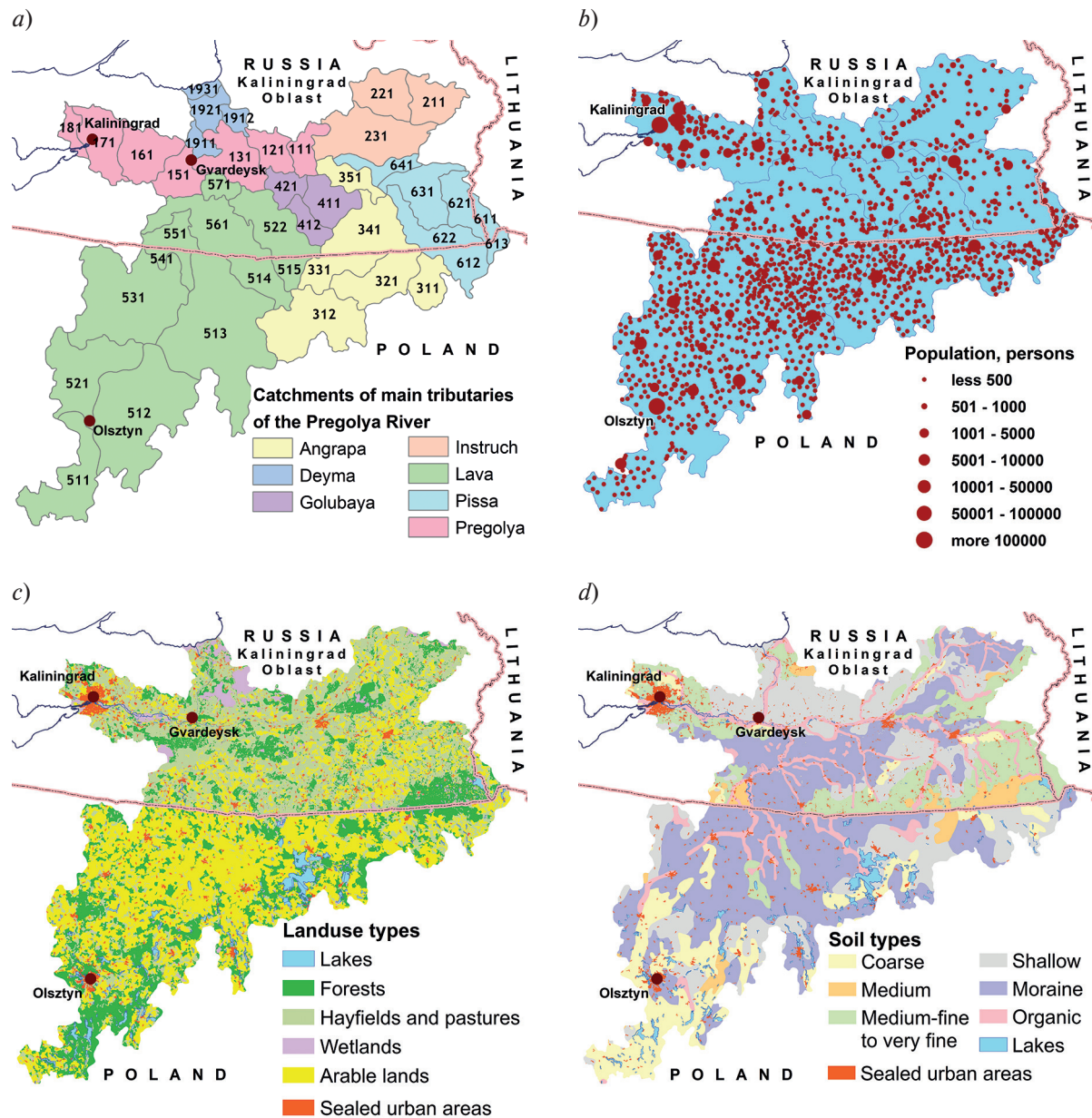


Fig. 2. The distribution of settlements (a), land use (b), and soil types in the Pregolya River catchment are shown. Fragment (d) displays the HYPE model set-up, which comprises 42 sub-catchments dedicated to 8 river streams (refer to the legend in (d))

Table 1

Land use in the Russian (RU) and Polish (PL) parts of the Pregolya River catchment

Land types	RU		PL		Total	
	Area [km ²]	% of RU area	Area [km ²]	% of PL area	Area [km ²]	% of total area
Agricultural land:						
– permanent crops	69	1.0	1	0.0	70	0.5
– rainfed	1451	21.6	4053	53.4	5504	38.5
Forest:						
– broad leaved forest	24	0.4	388	5.1	412	2.9
– mixed forest	1135	16.9	872	11.5	2007	14.0
– needle leaved forest	56	0.8	783	10.3	839	5.9
Open land:						
– with vegetation (meadows)	3436	51.2	921	12.2	4357	30.5

Fin table 1

Land types	RU		PL		Total	
	Area [km ²]	% of RU area	Area [km ²]	% of PL area	Area [km ²]	% of total area
– without vegetation	6	0.1	8	0.1	13	0.1
Lakes	37	0.6	337	4.5	374	2.5
Rivers	10	0.2	1	0.0	11	0.1
Wetland	204	3.0	38	0.5	242	1.7
Sealed urban area	285	4.2	183	2.4	468	3.3
Total	6714	100.0	7585	100.0	14298	100.0

Table 2

Main point sources of nutrients in the Russian (RU) and Polish (PL) portions of the Pregolya River catchment area: population (number of persons) connected to different types of sewage systems, livestock and poultry farming (number of heads)

Types of point sources of nutrients	RU (2014)	PL (2011–2014)
Population		
<i>Urban Population</i> [thousands]:	132	300
– connected to the sewerage network:	119	297
– mechanical treatment,	83	13
– mechanical + biological treatment,	35	109
– mechanical + biological + chemical treatment + nitrogen removal;	0	175
– do not connected to the sewerage network	13	4
<i>Rural Population</i> [thousands]:	93	159
– connected to the sewerage network:	28	68
– mechanical treatment	65	91
– do not connected to the sewerage network:		
Livestock and poultry farming		
Cattles [thousands]	56	144
Pigs [thousands]	128	166
Sheep and Goats, [thousands]	47	4
Poultry [thousands]	1991	1955

3. Materials and Methods

3.1. Models used

The hydrological model was set up using the HYPE model code [20, 21] for the Pregolya River catchment, which was extracted from the E-HYPE v3.1 [22]. The model was modified and calibrated using detailed local data for the catchment. The hydrographic structure of the Pregolya River catchment was divided into three parts for modelling purposes: the upstream catchment area of the Pregolya River (13,100 km²) before the division into arms in Gvardeysk, and the catchment areas of the downstream Pregolya (1,100 km²) and Deyma River (400 km²) (see Fig. 1, *b*). Spatial data such as land use, population, and soil type distributions (Fig. 2, *b*, *c*) were used in the model.

The hydrological module of HYPE was calibrated by [23] for the period 1986–1996 in the catchment upstream of the hydrological gauging station in Gvardeysk (bifurcation point). Verification was performed for 2008–2009. The correlation coefficient and Nash Sutcliffe efficiency (NSE) [24] between measured and simulated discharges were 0.79 and 0.59 for the calibration period and 0.85 and 0.55 for the verification period, respectively. The annual average discharge of the Pregolya River in Gvardeysk (before bifurcation into two branches) was measured and simulated to be 90 m³/s and 89 m³/s, respectively. During the verification period, these values were 76 m³/s and 78 m³/s.

The FyrisNP model Version 3.1 was used to conduct source apportionment modelling of nutrient transport in the Pregolya River catchment. This model estimates the gross and net transport of nitrogen and phosphorus in rivers and lakes [25] based on runoff, point source discharges, land-use information, lake area, and river stream length and width, independent of time. The model for Instruch River, a tributary of the Pregolya River, had been previously set up and calibrated in other studies [26]. The FyrisNP model setup was verified using screening monitoring data

(2013–2015) for the outlet sections of the Upper Pregolya River in Gvardeysk, Downstream Pregolya River in Kaliningrad, and Deyma Branch in Polessk. The mean annual concentrations of total nitrogen showed a discrepancy of 6–14 % between the actual and model values, while for total phosphorus, the discrepancy was 6–7 %.

3.2. Nutrient load data

The data about anthropogenic sources of nutrients were taken from archives and electronic databases of the Territorial Authority of the Federal State Statistics Service in the Kaliningrad Oblast [27] and Statistical Office in Olsztyn [28] as well as from published literary sources [18, 19, 29–34].

To calculate nutrient emissions from the population, we compiled a complete list of inhabitants georeferenced to urban and rural areas. We used the rates of emission (13.5 g nitrogen/person per day and 2.1 g phosphorus/person per day) from [35] and technical parameters of water treatment facilities.

The annual emission of nitrogen and phosphorus from livestock was calculated based on the daily manure production per animal. For cattle, this was 50 kg, for pigs 5 kg, for goats and sheep 3 kg, and for chickens 0.16 kg. The calculation also took into account the nutrient content in the manure, as well as the number of livestock and poultry in the farms, enterprises, and households. The assumed weight percentage of nitrogen and phosphorus content in manure for different animals are as follows: cattle — 0.5 % and 0.2 %, pigs — 0.6 % and 0.2 %, goats and sheep — 0.8 % and 0.2 %, and chickens — 1.6 % and 1.3 % [36].

Nitrogen and phosphorus input were calculated for all livestock and poultry, including those on pasture breeding, considering the grazing period (April–October) and stabling period (November–March). The data collected for the Russian part of the catchment area was geo-referenced to settlements, while the data for the Polish part was aggregated at the voivodship level.

The FyrisNP model's diffuse load is mainly determined by the 'type specific concentration' parameter, which sets the nutrient runoff value for different land types such as forest, clear cuts, mires, urban areas, and others. Type-specific concentrations of data for arable lands in the Polish part of the catchment were estimated, taking into account the rate for South-Eastern Sweden (7.0 mgN/l, 1.5 mgP/l). For the Russian part, this value was reduced in accordance with the lower application of fertilizers (4.0 mgN/l, 0.3 mgP/l) [33].

3.3. Meteorological and water quality monitoring data

The poor availability of meteorological data within the Pregolya River catchment was noted earlier [6]: the data are not always accessible to the public, available measured data series contain gaps, and the spatial coverage of the station network is poor. Therefore, we used a bias-adjusted re-analysis dataset from the European Watch Project [37]. Forcing data in terms of daily precipitation and air temperature values from 15 grid points at a spatial resolution of 0.5 degree were obtained using RFDData [38].

Supplementary screening monitoring was conducted in the Kaliningrad Oblast due to the lack of data on total nitrogen and phosphorus in the river streams of Pregolya River catchment. The monitoring covered all major tributaries of the Pregolya River within the Kaliningrad Oblast, consisting of 12 monitoring points. Laboratory analysis of organic nitrogen and phosphorus was performed. Samples were collected seasonally from 2013 to 2015 to estimate the levels of total nitrogen, nitrate nitrogen, nitrite nitrogen, ammonia nitrogen, total phosphorus, and phosphate phosphorus using standard methods [39–41].

3.4. Analyzed scenarios

The study compares the nutrient load from the Pregolya catchment during a baseline period with the load in two scenarios: baseline with climate change (2041–2060) and baseline with socio-economic changes (up to 2020).

Figure 3 provides a schematic outline of the scenarios. The baseline model run (Baseline Period) was conducted using the baseline climate (1991–2010) and baseline loading, which reflects current socio-economic conditions such as population, land use, and livestock for 2014.

The four model runs covered the future climate (2041–2060) according to four climate projections (CM5A-MR_WRF, CanESM2_RCA4, MPI-ESM-LR_CCLM, CNRM-CM5_RCA4) [42] and present socioeconomic conditions [9].

The two model runs for the socio-economic scenarios (BAU, DF) include changes in basic socio-economic drivers, namely land use structure, agriculture practice and intensity, and point sources and baseline climate (1991–2010) (Table 3). Scenario BAU (Business as usual) assumes preservation of the observed 5-year trends (2010–2014) in the development of agriculture and population, assuming that the spatial distribution of nutrient sources remains unchanged. Scenario DF is based on an analysis of official plans for socio-economic development issued by regional authorities in the Polish and Russian parts of the catchment [9].

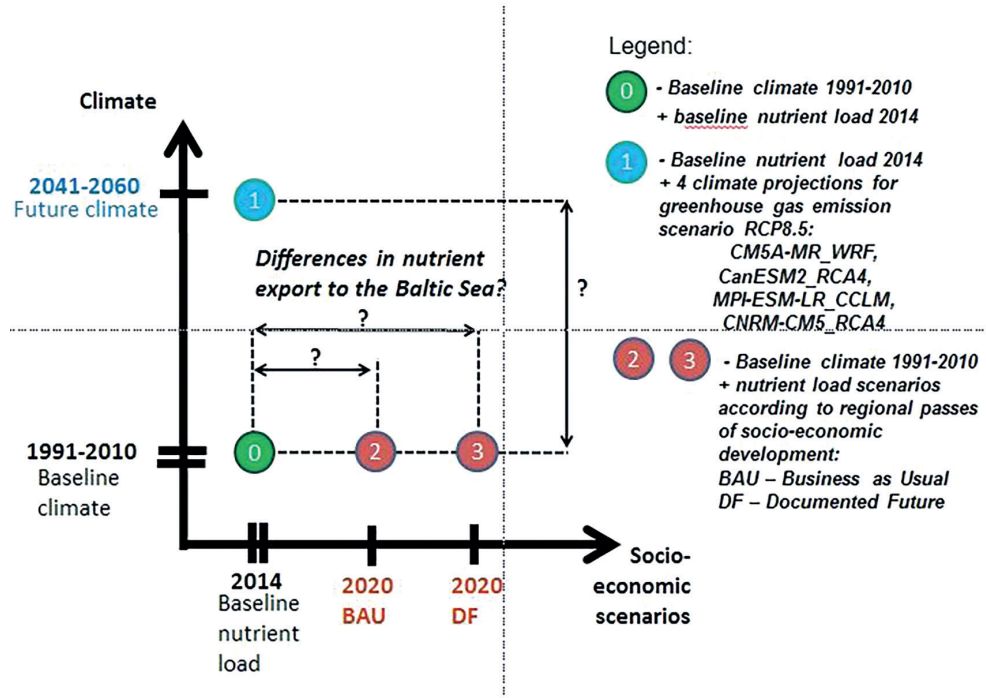


Fig. 3. Principle scheme of model runs of climate projections and socio-economic scenarios for the Pregolya River catchment: 0 — baseline climate and nutrient load, 1 — baseline nutrient load combined with 4 climate projections (1a, 1b, 1c, 1d respectively), 2 and 3 — BAU and DF scenarios combined with baseline climate

Tables 3 and 4 provide main characteristics of climate forcing and socio-economic state for used scenarios and their absolute and relative changes.

Table 3

Main characteristics of climate forcing (baseline 1991–2010 and climate projections 2041–2060) for the catchment area of the Pregolya River and their absolute (Δ) and relative (%) changes, which denote an increase (+) or decrease (–) of the average value of a parameter in relation to the baseline period (1991–2010)

Characteristics	Baseline scenario, 1991–2010	Min and max among climate projections (2041–2061)					
		Min			Max		
		Value	Δ	%	Value	Δ	%
Precipitation, mm	795	854	+59	+7	1011	+216	+27
Temperature, °C	7.8	9.1	+1.3	—	9.8	+2	—

Table 4

Main characteristics of socio-economic state (baseline 2014 and Business as usual scenario (BAU) and Documented future scenario (DF)) for the catchment area of the Pregolya River and their absolute (Δ) and relative (%) changes, which denote an increase (+) or decrease (–) of the average value of a parameter in relation to the baseline period (2014)

Socio-economic scenarios							
Characteristics		Baseline scenario, 2014		BAU (up to 2020)		DF (up to 2020)	
		RU	PL	RU	PL	RU	PL
Population, thousand people		225	460	+25 %	−6 %	+70 %	+3 %
Arable land, km ²		1450	4050	+5 %	0 %	+70 %	+3 %
Live-stock	Cattle, thousand head	56	144	+15 %	0 %	+850 %	+5 %
	Pigs, thousand head	128	166	+15 %	0 %	+250 %	+5 %
Poultry, thousand head		1990	1955	0 %	0 %	+100 %	+3 %

4. Results

4.1. Baseline Scenario

The total nutrient load from the Pregolya River catchment to the Curonian and Vistula lagoons, calculated for the baseline conditions (climate period 1991–2010 and the nutrient inputs of 2014), amounted to approximately 5.3 thousand tons of TN/year and 0.66 thousand tons of TP/year (Table 5, line ‘Pregolya total’). The load from the Polish part of the Upper Pregolya catchment, according to the structure of the nutrient export cascade, is 3.8 thousand tons of N/year and 0.6 thousand tons of P/year on average.

The Pregolya River catchment retained 54 % of total nitrogen and 64 % of total phosphorus emitted from sources within the catchment. The highest retention values (up to 75 %) were observed in lake systems located in sub-basins 611, 613, 621 (Vistytis Lake), 312 (Mamry Lake), and other sub-basins in the Masurian Lakes District (511, 512, 513).

Table 5

Total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) emission, export and retention for the Pregolya catchment area and its individual parts for the Baseline scenario

Catchment area	Emission from internal sources		Nutrient export** from catchment		Specific nutrient export from catchment		Retention in catchment	
	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP
	thousand tons (N or P) year ⁻¹				ton (N or P) year ⁻¹ km ⁻²		%	%
Polish part	7.6	1.50	3.8	0.6	0.6	0.09	50	57
Lithuanian part	0.3	0.03	0.1	0.003	0.7	0.04	82	90
Russian part:	3.5	0.32	5.3	0.65	0.5	0.05	28	31
Upper Pregolya	2.8	0.25	4.8	0.64	0.5	0.04	27	27
Downstream Pregolya*	0.5	0.05	3.2	0.4	0.4	0.04	7	6
Deyma Branch	0.2	0.02	2.1	0.25	0.5	0.06	1	10
Pregolya Total*	11.4	1.85	5.3	0.65	0.6	0.06	54	64

Notes: * Kaliningrad city is not taken into account;

** it is originated by emission from sources in the catchment and load from the upper catchment minus retention within the catchment.

Source apportionment for nutrient load revealed that arable lands are the main sources of nitrogen and phosphorus input in the catchment of the Pregolya River upstream the bifurcation point in Gvardeysk, accounting for 58 % and 67 % respectively. Livestock wastes and municipal wastewater also contribute significantly, accounting for 21 % and 13 % of nitrogen input and 12 % and 15 % of phosphorus input respectively. For the catchment of the Downstream Pregolya the main sources are livestock wastes (29 and 31 %), municipal wastewater (18 and 28 %) and arable lands (27 and 21 %), and for the catchment of the Deyma Branch — municipal wastewater (44 and 64 %), arable lands (14 and 10 %) and livestock wastes (12 and 10 %).

4.2. Climate change impact on nutrient export

Table 5 summarizes the projected impacts of climate change on nutrient export from the Pregolia River catchment. The uncertainty ranges, produced by the ensemble of four climate models, are illustrated by the minimum and maximum values. The projected impact ranges for TN and TP are [–10 %; +27 %] and [–10 %; +29 %], respectively.

4.3. Response of nutrient export to socio-economic scenarios

Business as usual scenario (BAU)

Table 5 lists the changes in average annual export of TN and TP for the BAU scenario. The changes are moderate, showing an increase of about 3 % compared to the baseline scenario. However, there are significant differences between sub-catchments, with changes ranging from –0.7 to 27 % for TN and from –1.4 to 30 % for TP. The sub-catchments located in the Polish part show negative and low changes, with less than 2 % for nitrogen and 1 % for phosphorus. In contrast, the Russian sub-catchments exhibit significantly higher changes, ranging from 1–26 % for TN and 1–30 % for TP. The response above is based on the assumptions of the BAU scenario. It assumes a reduction in population size in Poland, while maintaining a stable agricultural sector. In contrast, the Russian part of the scenario assumes an increase in agricultural characteristics, such as livestock numbers and the use of arable land, alongside population growth. The source apportionment shares of TN and TP inputs remain unchanged in the BAU scenario.

Documented future scenario (DF)

The second socio-economic development scenario, DF, is characterised by a tremendous increase in population, agricultural areas, livestock, and poultry in the Russian part of the catchment (see Table 4). The impacts of DF on the entire catchment are major increases in the export of TN and TP, with a 79 % and 55 % increase respectively compared to the baseline scenario. At sub-catchment levels, the increases range from 3 % to 380 % for TN and from 3 % to 500 % for TP.

The majority of TN and TP exports come from arable lands (52 % TN; 55 % TP), livestock and poultry farming waste (31 % TN; 27 % TP), and sewage from the population (11 %; 15 %).

5. Discussion

5.1. Regionalisation of nutrient retention

There is a significant variation in the degree of nutrient load retention among individual sub-catchments. The ratio of the retained portion of the emission compared to the full emission within the catchment ranges from 0.5 % to 82 % for TN and from 0.7 % to 94 % for TP (refer to Fig. 4) under baseline conditions. The ratio of the retained portion of the emission compared to the full emission within the catchment ranges from 0.5 % to 82 % for TN and from 0.7 % to 94 % for TP (refer to Fig. 4) under baseline conditions.

The upper sub-catchments located in the lake region of the south-eastern part of the catchment area exhibit high levels of nutrient retention, including both nitrogen and phosphorus. This is due, at least in part, to the longer transition times of nutrients from these regions. Conversely, the lower reach sub-catchments exhibit the lowest degree of retention. The transition part of the catchment area has an average retention capacity.

The distribution of retention capacity is influenced by various factors. Retention is directly proportional to the extent of the river network and the number of lakes, and inversely proportional to the river runoff. The spatial distribution of retention capacity remained consistent across scenarios, even when the incoming river flow values changed in response to climatic changes or when the initial nutrient load from population and farming enterprises changed.

Although the retention for the entire catchment is believed to be accurate due to model calibration, the retentions simulated for individual sub-catchments are based on unverifiable model assumptions and are subject to considerable uncertainty. The discontinuities between neighbouring Polish and Russian subcatchments (Fig. 4) are a clear indication of this. It should be noted that the FyrisNP model only takes into account the retention in surface water systems and does not consider the removal of nitrate in groundwater, which is likely to be a significant factor [43].

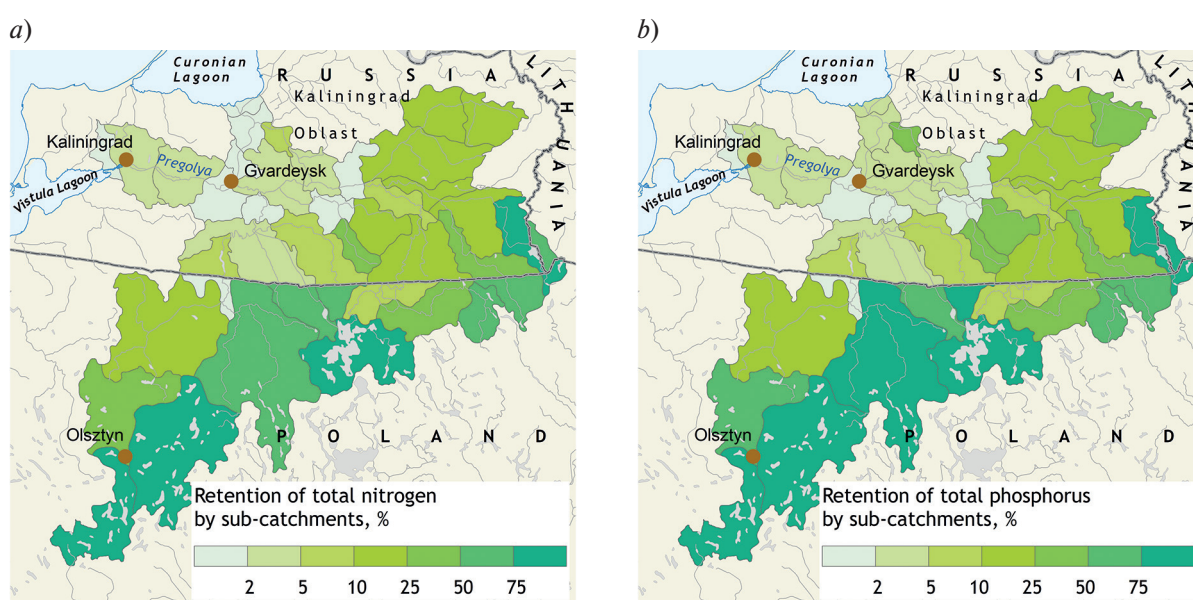


Fig. 4. Spatial distribution of the retention for total nitrogen (a) and total phosphorus (b) in the catchment of the Pregolya River for the baseline simulation

5.2. Synthesis of scenario analysis

The impact projections for climate change illustrate the significant uncertainty associated with climate models, with ranges of changes from -10% to $+27\%$ / $+29\%$ for TN/TP export (Table 6). These results are consistent with those of [6, 42, 44] found similar uncertainty ranges at catchment scale as in the present study. They used the same climate model projections but different nutrient impact models for the Baltic Sea drainage basin (E-HYPE) and catchments in Denmark and southern Poland (NLES and DAISY), respectively.

The analysis of socio-economic scenarios, under the same basic climatic conditions (1991–2010), shows that the Business as Usual (BAU) scenario is likely to slightly increase nutrient export (by about 3% for TN and TP). In the case of the Documented Future (DF) scenario, nutrient export is likely to increase substantially, by 79% for TN and 55% for TP (refer to Table 6). The main reason for this increase is agricultural development in the Russian part of the catchment.

Table 6

Mean annual nutrient export from the Pregolya River catchment for climate projections (2041–2060) and socio-economic scenarios, and their relative changes in absolute values (Δ) and percentage with signs (+)/(–), comparing to the baseline period

	Baseline period, 1991–2010	Climate projections, 2041–2061					
		Min			Max		
	Mean annual	Value	Δ	%	Value	Δ	%
TN, ton/year	5268	4762	–506	–10	6708	1440	27
TP, ton/year	657	594	–63	–10	848	191	29
Socio-economic scenarios							
	Baseline scenario, 2014	BAU (up to 2020)			DF (up to 2020)		
	Mean annual	Value	Δ	%	Value	Δ	%
TN, ton/year	5268	5452	184	3.5	9406	4138	79
TP, ton/year	657	675	18	2.7	1021	364	55

The socio-economic scenarios used in this study differ from those used by [42, 44], who employed the Shared Socio-economic Pathways (SSPs). Of the three SSPs used in their study, SSP5 (Fossil-fueled development) had the largest increase in nutrient load, but the increases in SSP5 were much less than the major increase in our DF scenario. This example demonstrates that even a scenario like SSP5, which is considered representative of a development leading to significant increases in nutrient exports, may be surpassed by a scenario based on actual government plans, such as the DF scenario. We consider the DF scenario a plausible development for the Russian part of the Baltic Sea drainage basin and possibly for Belarus, and therefore it should be taken into account in a HELCOM context. However, the DF scenario is less plausible in EU countries where agriculture is already highly intensive.

6. Conclusions

The paper presents for the first time a nutrient emission-retention-export study covering the whole trans-boundary Pregolya River Basin (Polish and Russian parts of it) including the two river branches (with their own catchments) at its lower reach, flowing to the Vistula Lagoon (Downsteram pregolya) and to the Curonian Lagoon (Deyma Branch). The catchment area of the transboundary Pregolya River showed significant spatial variations in characteristics of retention within its sub-catchments, which gives room for formulation of spatially differentiated strategies to reduce the load.

This study revealed a particular feature of the transboundary catchment area between an EU member country and Russia — the export from the Russian part of the catchment area is currently much smaller, but it will likely increase progressively as agricultural outputs recover to the level of 1970–1980th. Therefore, the introduction of modern farming methods that take into account minimal nutrient impacts are required to compensate for the increase in nutrient loads.

Model calculations were conducted to assess the impact of different climatic projections on nutrient export under the same nutrient load conditions as in 2014 (Fig. 5). The results showed a range of uncertainty for nutrient export, with a potential decline of 10% and an increase of 27% for TN, and a potential decline of 10% and an increase of 29% for TP. The Pregolya River catchment is situated on the boundary between sections of the Baltic Sea catchments that respond differently to climate changes. Further research is required to clarify this issue.

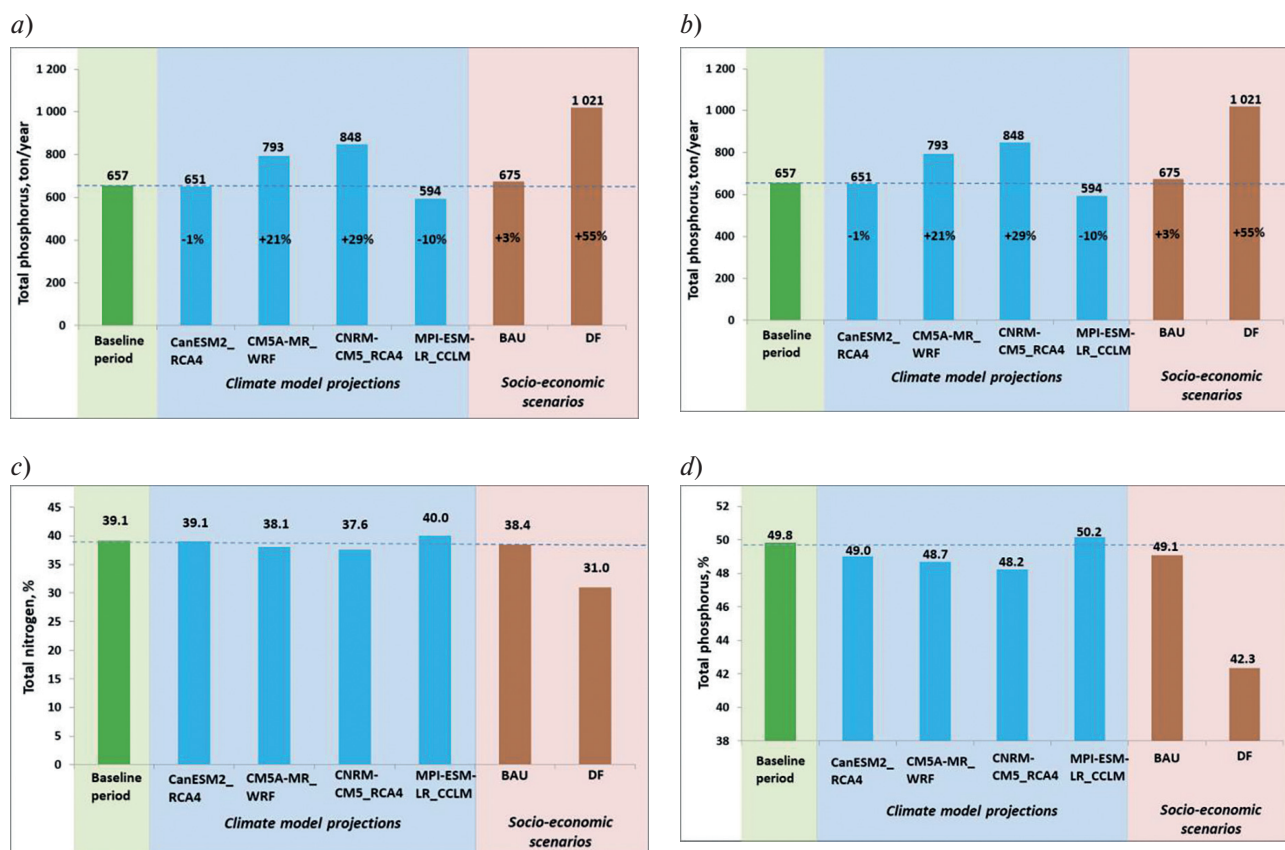


Fig. 5. The export of total nitrogen (a) and total phosphorus (b) from the catchment as well as retention of total nitrogen (c) and total phosphorus (d) in the Pregolya River catchment under different climate and socio-economic scenarios. Export from the Pregolya River catchment is shown in total to both of the recipient water bodies, the Vistula and Curonian Lagoons

A series of model simulations were conducted to explore the impact of different socio-economic scenarios on nutrient export under constant climate conditions (1991–2010) (Fig. 5). The results indicate that if current trends continue (Business as Usual scenario), there will only be a slight increase (3 %) in nutrient export for nitrogen and phosphorus. If the documented plans for socio-economic growth are implemented on both the Polish and Russian sides (DF scenario), nutrient export will increase significantly. Specifically, TN will increase by 78 % and TP by 55 % due to intensified agriculture in Kaliningrad Oblast, Russia.

The results indicate that changes in the local climate of the Baltic Sea region can affect the nutrient export characteristics, even when nutrient inputs to the catchment remain unchanged. When developing plans for socio-economic development, it is important to consider the climatic aspect, which is often overlooked in Russia. Uncontrolled growth of nutrient export can have adverse effects on the already low water quality of the Baltic Sea.

Acknowledgements

Authors would like to thank Dr. Jens Christian Refsgaard, BONUS SOILS2SEA coordinator, for his participation in setting the scientific objectives and valuable remarks improved the manuscript, as well as to Dr. Chantal Donnelly and Dr. Rene Capell for their help in climate scenario data, and introduction and consultation in E-HYPE (during the BONUS SOILS2SEA). Authors very much appreciated Dr. Oleg Savchuk for his critical and friendly discussions during ECOSUPPORT Project stimulated the authors' intention to write this paper.

Funding

Data collection and its primary analysis was carried out within the international BONUS SOILS2SEA project 2014–2017 (www.Soils2Sea.eu), and financially supported by the grant 14-05-91730-BONUSa of the Russian Foundation for Basic Research. The final analysis and preparation of the paper were made with support of State Assignment of the Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences (theme No. FMWE-2024-0025).

References

1. Gorbunova J.A., Chubarenko B.V., Domnin D.A. Nutrient load on the catchment area of the Pregolya River from anthropogenic sources. *Kaliningrad State Technical University News (Izvestia KGTU)*. 2017, 47, 34–45. (in Russian).
2. Zotov S.I. Modeling of geosystems. *Kaliningrad, KSU*, 2001. 237 p. (in Russian).
3. Aleksandrov S.V., Gorbunova J.A. Nutrient load for the Vistula Lagoon from the Pegolya River flow. *Water: Chemistry and ecology*. 2010, 1, 4–8 (in Russian).
4. Gorbunova J.A. The flux of nutrients from the catchment area of the Pregolya River to the Vistula Lagoon. *Vestnik Immanuel Kant Baltic Federal University*. 2010, 1, 87–93 (in Russian). doi:10.5922/2223-2095-2010-1-13
5. HELCOM. BASE project 2012–2014. Assessment and quantification of nutrient loads to the Baltic Sea from Kaliningrad Oblast and transboundary rivers and the evaluation of their sources. *HELCOM*, 2014. 202 p.
6. Hesse C., Krysanova V., Stefanova A., Bielecka M., Domnin D. Assessment of climate change impacts on water quantity and quality of the multi-river Vistula Lagoon catchment. *Hydrological Sciences Journal*. 2015, 60 (5), 890–911. doi:10.1080/02626667.2014.967247
7. Chubarenko B.V., Kondratiev S.A., Bryukhanov A. Yu. Nutrient load on the Baltic Sea from the Russian part of the catchment area of Kaliningrad /Vistula and Curonian lagoons. *Transactions of Russian Geographical Society (Izvestiya RGO)*. 2017, 149, 4, 69–84 (in Russian).
8. Rozyński G., Bielecka M., Margonski P. et al. The management story of the Vistula Lagoon (Chapter 8). Coastal Lagoons in Europe / Ed. by Ana I. Lillebo, Per Stalnacke, Geoffrey D. Gooch. *London, IWA Publishing Alliance House*. 2015. 67–77.
9. Gorbunova J.A., Domnin D.A. Chubarenko, B.V. Analysis of scenarios for agricultural sector development in the Pregolya River catchment as determined factor for nutrient load. *Kaliningrad State Technical University News (Izvestia KGTU)*. 2015, 39, 11–19 (in Russian).
10. Meier H.E.M., Hordoir R., Andersson H.C. et al. Modeling the combined impact of changing climate and changing nutrient loads on the Baltic Sea environment in an ensemble of transient simulations for 1961–2099. *Climate Dynamics*. 2012, 39, 2421–2441. doi:10.1007/s00382-012-1339-7
11. Arheimer B., Dahné J., Donnelly C. Climate change impact on riverine nutrient load and land-based remedial measures of the Baltic Sea action plan. *Ambio*. 2012, 41, 600–612. doi:10.1007/s13280-012-0323-0
12. Piniewski M., Kardel I., Giełczewski M., Marcinkowski P., Okruszko T. Climate change and agricultural development: adapting Polish agriculture to reduce future nutrient loads in a coastal watershed. *Ambio*. 2013, 43(5), 644–60. doi:10.1007/s13280-013-0461-z
13. Meier M.H.E., Andersson H.C., Arheimer B. et al. Comparing reconstructed past variations and future projections of the Baltic Sea ecosystem—first results from multi-model ensemble simulations. *Environmental Research Letters*. 2012, 7, 034005. doi:10.1088/1748-9326/7/3/034005
14. Silich M.V. Water balance of the Lagoon. Hydrometeorological regime of the Vistula Lagoon / Ed. by Lazarenko N.N., Majevski A. Leningrad, Hydrometeoizdat, 1971. 143–172 p. (in Russian).
15. Chubarenko B., Domnin D., Navrotskaya S. et al. Transboundary Lagoons of the Baltic Sea (Chapter 6). The Diversity of Russian Estuaries and Lagoons Exposed to Human Influence, Estuaries of the World / Ed. by R. Kosyan. *Switzerland, Springer International Publishing*, 2017. 149–191. doi:10.1007/978-3-319-43392-9_6333
16. Aleksandrov S.V. Long-term variability of the trophic status of the Curonian and Vistula Lagoons of the Baltic Sea. *Inland Water Biology*. 2009, 2, 4, 319–326. doi:10.1134/S1995082909040051
17. Aleksandrov S.V. Long-Term Changes in the Primary Production of Phytoplankton in the Ecosystem of the Vistula Lagoon of the Baltic Sea. *Inland Water Biology*. 2024, 17, 1, 37–47. doi:10.1134/S1995082924010036
18. Sewerage in the Kaliningrad Oblast in 2014. Statistical Yearbook. *Kaliningrad, Federal State Statistics Service*, 2014. 156 p. (in Russian).
19. Statistical Yearbook of Warmińsko–Mazurskie Voivodship 2014. *Olsztyn, Statistical Office in Olsztyn*, 2015. 346 p. (in Polish).
20. Lindström G., Pers C., Rosberg J., Strömqvist J., Arheimer B. Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales. *Hydrology Research*. 2010, 41 (3–4), 295–319.
21. Donnelly C., Dahné J., Rosberg J. et al. 2010. High-resolution, large-scale hydrological modelling tools for Europe. *Proc. 6th World Friend Conf. IAHS Publication*. Fez, Morocco, Oct 2010, 340.
22. Hundecha Y., Arheimer B., Donnelly C., Pechlivanidis I. A regional parameter estimation scheme for a pan-European multi-basin model. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 2016, 6, 90–111. doi:10.1016/j.ejrh.2016.04.002
23. Domnin D., Chubarenko B., Capell R. Formation and Re-Distribution of the River Runoff in the Catchment of the Pregolya River. *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer International Publishing. 2018, 65 AG, 269–284. doi:10.1007/698_2017_97

24. Nash J.E., Sutcliffe J.V. River flow forecasting through conceptual models, Part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*. 1970, 10, 282–290.
25. Hansson K., Wallin M., Djodjic F. & Lindgren G. The FyrisNP model. Technical description. *Uppsala, Dept. of Aquatic Science and Assessment SLU*, 2008. 17p.
26. Chubareko B., Domnin D., Domnina A. et al. Assessment of nutrient load from Mamonovka River catchment using modeling tool FYRIS: Building capacity within environmental monitoring to produce pollution load data from different sources for e. g. HELCOM pollution load compilations. Scientific Report on Project BaltHazAR Phase II. *Kaliningrad*, 2012. 54 p.
27. Electronic databases of the Territorial Authority of the Federal State Statistics Service in the Kaliningrad Oblast URL: <http://kaliningrad.gks.ru> (Accessed 12.10.2018).
28. Electronic databases of the Statistical Office in Olsztyn URL: <http://olsztyn.stat.gov.pl> (Accessed 14.10.2018).
29. Kaliningrad Oblast and Warminsko–Mazurskie Voivodship in numbers 2014. Statistical Yearbook by Territorial Authority of the Federal State Statistics Service in the Kaliningrad Oblast and Statistical Office in Olsztyn. *Olsztyn, Statistical Office in Olsztyn*, 2015. 40 p. (in Russian and Polish).
30. Agriculture of the Kaliningrad Oblast: Statistical Digest. *Kaliningrad, Federal State Statistics Service*, 2014. 156 p. (in Russian).
31. Statistical Yearbook of Agriculture 2014. *Warszawa, Central Statistical Office*, 2015. 470 p. (in Polish).
32. Rural settlements. Statistical Digest. *Kaliningrad, Federal State Statistics Service*, 2014. 256 p. (in Russian).
33. Fertilisation and chemical land reclamation in 2014. Statistical Yearbook. *Kaliningrad, Federal State Statistics Service*, 2015. 22 p. (in Russian).
34. Population projection for Poland 2008–2035. *Warszawa, Central Statistical Office*, 2009. 328 p. (in Polish).
35. Nutrient Loads to the Swedish Marine Environment in 2006. Sweden's Report for HELCOM's Fifth Pollution Load Compilation. *Stockholm, Naturvardsverket*, 2009. 94 p.
36. Poulsen H.D., Børsting C.F., Rom H.B., Sommer S.G. Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning — normtal 2000. DJF rapport Nr. 36. *Husdyrbrug*, 2001. 152 p. (in Danish).
37. Bias-adjusted re-analysis dataset from the European Watch Project URL: http://www.euwatch.org/data_availability, ftp European project (Accessed 10.11.2018).
38. RFDData URL: <ftp://ftp.iiasa.ac.at> (Accessed 15.11.2018).
39. ICES. Chemical measurements in the Baltic Sea: Guidelines on quality assurance / Ed. By E. Lysiak–Pastuszek and M. Krysell. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences*, 2004, 35, 149 p.
40. Koroleff F. Determination of dissolved inorganic phosphorus and total phosphorus. Method for sampling and analysis of physical, chemical and biological parameters. *Cooperative Research Report. ICES*. 1972, Series A, 29, 44–49.
41. Valderrama J.C. The simultaneous analyses of total nitrogen and total phosphorus in natural water. *Marine Chemistry*. 1981, 10, 109–122.
42. Bartosova A., Capell R., Olesen J.E. et al. Future socioeconomic conditions may have a larger impact than climate change on nutrient loads to the Baltic Sea. *Ambio*. 2019, 48, 1325–1336. doi:10.1007/s13280-019-01243-5
43. Højberg A.L., Hansen A.L., Wachniew P. et al. Review and assessment of nitrate reduction in groundwater in the Baltic Sea Basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 2017, 12, 50–68. doi:10.1016/j.ejrh.2017.04.001
44. Olesen J.E., Børgesen C.D., Hashemi F. et al. Nitrate leaching losses from two Baltic Sea catchments under scenarios of changes in land use, land management and climate. *Ambio*. 2019, 48(11), 1252–1263. doi:10.1007/s13280-019-01254-2

Литература

1. Горбунова Ю.А., Чубаренко Б.В., Домнин Д.А. Биогенная нагрузка на водосборный бассейн реки Преголи от антропогенных источников // Известия КГТУ. 2017. № 47. С. 34–45.
2. Зотов С.И. Моделирование состояния геосистем: моногр. Калининград: Изд-во КГУ, 2001. 237 с.
3. Александров С.В., Горбунова Ю.А. Биогенная нагрузка на Вислинский залив со стоком реки Преголя // Вода: химия и экология. 2010. № 1(19). С. 4–8.
4. Горбунова Ю.А. Поступление биогенных веществ с водосборного бассейна реки Преголи в Вислинский залив // Вестник Российского государственного университета им. И. Канта. 2010. № 1. С. 87–93. doi:10.5922/2223-2095-2010-1-13
5. HELCOM. BASE project 2012–2014. Assessment and quantification of nutrient loads to the Baltic Sea from Kaliningrad Oblast and transboundary rivers and the evaluation of their sources. *HELCOM*, 2014. 202 p.
6. Hesse C., Krysanova V., Stefanova A., Bielecka M., Domnin D. Assessment of climate change impacts on water quantity and quality of the multi-river Vistula Lagoon catchment // *Hydrological Sciences Journal*. 2015. 60 (5). P. 890–911. doi:10.1080/02626667.2014.967247

7. Чубаренко, Б. В., Кондратьев С.А., Брюханов А.Ю. Биогенная нагрузка на Балтийское море с российской территории водосборов Калининградского/Вислинского и Куршского заливов // Известия Русского географического общества. 2017. Т. 149, № 4. С. 69–84.
8. Rozyński G., Bielecka M., Margonski P. et al. The management story of the Vistula Lagoon (Chapter 8). Coastal Lagoons in Europe / Ed. by Ana I. Lillebo, Per Stalnacke, Geoffrey D. Gooch. London: IWA Publishing Alliance House. 2015. P. 67–77.
9. Горбунова Ю.А., Домнин Д.А., Чубаренко Б.В. Анализ сценариев развития агропромышленного сектора в водосборном бассейне реки Преголи как определяющего фактора биогенной нагрузки // Известия КГТУ. 2015. № 39. С. 11–19.
10. Meier H.E.M., Hordoir R., Andersson H.C. et al. Modeling the combined impact of changing climate and changing nutrient loads on the Baltic Sea environment in an ensemble of transient simulations for 1961–2099 // Climate Dynamics. 2012. 39. P. 2421–2441. doi:10.1007/s00382-012-1339-7
11. Arheimer B., Dahné J., Donnelly C. Climate change impact on riverine nutrient load and land-based remedial measures of the Baltic Sea action plan // Ambio. 2012. 41. P. 600–612. doi:10.1007/s13280-012-0323-0
12. Piniewski M., Kardel I., Giełczewski M., Marcinkowski P., Okruszko T. Climate change and agricultural development: adapting Polish agriculture to reduce future nutrient loads in a coastal watershed // Ambio. 2013, 43(5), P. 644–60. doi:10.1007/s13280-013-0461-z
13. Meier M.H.E., Andersson H.C., Arheimer B. et al. Comparing reconstructed past variations and future projections of the Baltic Sea ecosystem — first results from multi-model ensemble simulations // Environmental Research Letters. 2012. 7. 034005. doi:10.1088/1748-9326/7/3/034005
14. Силич М.В. Водный баланс залива в кн. Гидрометеорологический режим Вислинского залива / под ред. Н.Н. Лазаренко, А. Маевского. Ленинград: Гидрометеиздат, 1971. С. 143–172.
15. Chubarenko B., Domnin D., Navrotskaya S. et al. Transboundary Lagoons of the Baltic Sea (Chapter 6). The Diversity of Russian Estuaries and Lagoons Exposed to Human Influence, Estuaries of the World / Ed. by R. Kosyan. Switzerland: Springer International Publishing, 2017. P. 149–191. doi:10.1007/978-3-319-43392-9_6333
16. Aleksandrov S.V. Long-term variability of the trophic status of the Curonian and Vistula Lagoons of the Baltic Sea // Inland Water Biology. 2009. Vol. 2, N 4. P. 319–326. doi:10.1134/S1995082909040051
17. Aleksandrov S.V. Long-Term Changes in the Primary Production of Phytoplankton in the Ecosystem of the Vistula Lagoon of the Baltic Sea // Inland Water Biology. 2024. Vol. 17, N 1. P. 37–47. doi:10.1134/S1995082924010036
18. Показатели работы канализационной сети Калининградской области в 2014 г. Статистический сборник. Калининград: Федеральная служба государственной статистики, 2015. 156 с.
19. Statistical Yearbook of Warmińsko-Mazurskie Voivodship 2014. Olsztyn: Statistical Office in Olsztyn, 2015. 346 p.
20. Lindström G., Pers C., Rosberg J., Strömqvist J., Arheimer B. Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales // Hydrology Research. 2010. 41 (3–4), P. 295–319.
21. Donnelly C., Dahné J., Rosberg J. et al. High-resolution, large-scale hydrological modelling tools for Europe // Proc. 6th World Friend Conf. IAHS Publication. 2010. Fez, Morocco, Oct 2010, P. 340.
22. Hundecha Y., Arheimer B., Donnelly C., Pechlivanidis I. A regional parameter estimation scheme for a pan-European multi-basin model // Journal of Hydrology: Regional Studies. 2016. 6. P. 90–111. doi:10.1016/j.ejrh.2016.04.002
23. Domnin D., Chubarenko B., Capell R. Formation and Re-Distribution of the River Runoff in the Catchment of the Pregolya River. The Handbook of Environmental Chemistry. Springer International Publishing. 2018, 65 AG, P. 269–284. doi:10.1007/698_2017_97
24. Nash J.E., Sutcliffe J.V. River flow forecasting through conceptual models, Part I — A discussion of principles // Journal of Hydrology. 1970. 10. P. 282–290.
25. Hansson K., Wallin M., Djodjic F. & Lindgren G. The FyrisNP model. technical description. Uppsala: Dept. of Aquatic Science and Assessment SLU, 2008. 17p.
26. Chubareko B., Domnin D., Domnina A. et al. Assessment of nutrient load from Mamonovka River catchment using modeling tool FYRIS: Building capacity within environmental monitoring to produce pollution load data from different sources for e. g. HELCOM pollution load compilations. Scientific Report on Project BaltHazAR Phase II. Kaliningrad, 2012. 54 p.
27. Электронные базы данных Территориального органа Федеральной службы государственной статистики по Калининградской области. URL: <http://kaliningrad.gks.ru> (дата обращения: 12.10.2018).
28. Electronic databases of the Statistical Office in Olsztyn. URL: <http://olsztyn.stat.gov.pl> (дата обращения: 14.10.2018).
29. Калининградская область и Варминско-мазурское воеводство в числах: стат. сб Федер. служба гос. статистики, Территор. орган Федер. службы госстатистики по Калинингр. обл., Стат. упр. в Олыштыне. Олыштын: Полиграф. отд. Стат. упр., 2013. 40 с.

30. Сельское хозяйство Калининградской области. Статистический сборник. Калининград: Федеральная служба гос. статистики, 2014. 156 с.
31. Statistical Yearbook of Agriculture 2014. Warszawa: Central Statistical Office, 2015. 470 p.
32. Сельские населённые пункты. Статистический сборник. Калининград: Федеральная служба государственной статистики, 2014. 256 с.
33. Внесение удобрений и проведение работ по химической мелиорации земель в 2014. Статистический сборник. Калининград: Федеральная служба государственной статистики, 2014. 22с.
34. Population projection for Poland 2008–2035. Warszawa: Central Statistical Office, 2009. 328 p.
35. Nutrient Loads to the Swedish Marine Environment in 2006. Sweden's Report for HELCOM's Fifth Pollution Load Compilation. Stockholm: Naturvardsverket, 2009. 94 p.
36. *Poulsen H.D., Børsting C.F., Rom H.B., Sommer S.G.* Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning — normtal 2000. DJF rapport Nr. 36. Husdyrbrug, 2001. 152 p.
37. Bias-adjusted re-analysis dataset from the European Watch Project. URL: http://www.euwatch.org/data_availability, ftp European project (дата обращения: 10.11.2018).
38. RFDData. URL: [forceDATA@ftp.iiasa.ac.at](http://ftp.iiasa.ac.at) (дата обращения: 15.11.2018).
39. Chemical measurements in the Baltic Sea: Guidelines on quality assurance / Ed. By E. Lysiak-Pastuszek and M. Krysell. ICES, 2004, № 35, 149 p.
40. *Koroleff F.* Determination of dissolved inorganic phosphorus and total phosphorus. Method for sampling and analysis of physical, chemical and biological parameters. Cooperative research report. ICES. 1972, Series A, 29, P. 44–49.
41. *Valderrama J.C.* The simultaneous analyses of total nitrogen and total phosphorus in natural water // *Marine Chemistry*. 1981. Vol. 10. P. 109–122.
42. *Bartosova A., Capell R., Olesen J.E.* et al. Future socioeconomic conditions may have a larger impact than climate change on nutrient loads to the Baltic Sea // *Ambio*. 2019. 48. P. 1325–1336. doi:10.1007/s13280-019-01243-5
43. *Højberg A.L., Hansen A.L., Wachniew P.* et al. Review and assessment of nitrate reduction in groundwater in the Baltic Sea Basin // *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 2017. Vol. 12. P. 50–68. doi:10.1016/j.ejrh.2017.04.001
44. *Olesen J.E., Børgesen C.D., Hashemi F.* et al. Nitrate leaching losses from two Baltic Sea catchments under scenarios of changes in land use, land management and climate // *Ambio*. 2019. 48(11). P. 1252–1263. doi:10.1007/s13280-019-01254-2

About the Authors

CHUBARENKO Boris, Head of Laboratory for coastal systems study, Cand.Sc. (Phys.-Math.),
ORCID: 0000-0001-7988-1717, SPIN-код: 2691-5872, e-mail: chuboris@mail.ru
GORBUNOVA Julia, researcher, Cand.Sc. (Biol.), ORCID: 0000-0002-6239-1794, SPIN-код: 7562-6366,
e-mail: julia_gorbunova@mail.ru
DOMNIN Dmitry, senior researcher, Cand.Sc. (Geogr.), ORCID: 0000-0001-8627-2055, SPIN-код: 1174-4997,
e-mail: dimanisha@gmail.com

УДК 551.465

© А. В. Исаев*, В. А. Рябченко, А. А. Коник, 2024

Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, 117997, Москва, Нахимовский проспект, д. 36

*isaev1975@gmail.com

ВОСПРОИЗВЕДЕНИЕ СОВРЕМЕННОГО КЛИМАТИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

Статья поступила в редакцию 04.02.2024, после доработки 14.05.2024, принята в печать 29.05.2024

Аннотация

Предлагается трехмерная эко-гидродинамическая модель Ладожского озера, основанная на Санкт-Петербургской модели эвтрофикации Балтийского моря (SPBEM). В отличие от существующих моделей экосистемы Ладожского озера, предлагаемая модель реализована на сферической сетке высокого разрешения (шаг сетки по горизонтали ≈ 1 км), содержит модуль бентосного слоя и описывает циклы азота и фосфора в водной толще и донных отложениях. Выполнен расчет сезонной и межгодовой изменчивости состояния Ладожского озера в период 1979–2018 гг. при задании в качестве форсинга атмосферного воздействия и стока рек, впадающих в Ладожское озеро, для гидротермодинамического модуля и поступления биогенных элементов из атмосферы и с суши для биогеохимического модуля. Сравнение результатов расчета современного климатического состояния Ладожского озера с имеющимися данными спутниковых и экспедиционных наблюдений показало, что модель правильно воспроизводит климатический сезонный ход поля поверхностной температуры, её вертикальное распределение, средние значения и диапазон изменений основных характеристик экосистемы озера. Предложенная модель может быть использована для исследования влияния внешних естественных и антропогенных факторов на биогеохимические процессы и функционирование экосистемы Ладожского озера.

Ключевые слова: озерная экосистема, циркуляция, климат, сезонные и межгодовые колебания, моделирование, Ладожское озеро

UDC 551.465

© А. В. Исаев*, В. А. Рябченко, А. А. Коник, 2024

Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, 36 Nakhimovsky Prosp., Moscow 117997, Russia

*isaev1975@gmail.com

REPRODUCTION OF THE CURRENT CLIMATIC STATE OF THE LAKE LADOGA ECOSYSTEM

Received 04.02.2024, Revised 14.05.2024, Accepted 29.05.2024

Abstract

A three-dimensional ecohydrodynamic model of Lake Ladoga based on the St. Petersburg Baltic Eutrophication Model (SPBEM) is proposed. Unlike existing models of the Lake Ladoga ecosystem, the proposed model is implemented on a high-resolution spherical grid (horizontal grid size ≈ 1 km), contains a benthic layer module and describes the cycles of nitrogen and phosphorus in the water column and bottom sediments. A run of the seasonal and interannual variability of the state of Lake Ladoga in the period 1979–2018 was carried out when setting as forcing the atmospheric influence and runoff of rivers flowing into Lake Ladoga for the hydrothermodynamic module and the supply of nutrients from the atmosphere and from land for the biogeochemical module. A comparison of the results of calculating the current climatic state of Lake Ladoga with the available satellite and expeditionary observation data showed that the model correctly reproduces the climatic seasonal variation of the surface temperature field, its vertical distribution, average values and range of changes in the main characteristics of the lake's ecosystem. The proposed model can be used to study the influence of external natural and anthropogenic factors on biogeochemical processes and the functioning of the Lake Ladoga ecosystem.

Keywords: lake ecosystem, circulation, climate, seasonal and interannual fluctuations, modeling, Lake Ladoga

Ссылка для цитирования: Исаев А.В., Рябченко В.А., Коник А.А. Воспроизведение современного климатического состояния экосистемы Ладожского озера // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2024. Т. 17, № 2. С. 50–65. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-5

For citation: Isaev A.V., Ryabchenko V.A., Konik A.A. Reproduction of the Current Climatic State of the Lake Ladoga Ecosystem. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2024, 17, 2, 50–65. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-5

1. Введение

В настоящее время, несмотря на значительный объем выполненных натурных исследований, полученных данных наблюдений недостаточно для количественного описания сложных многофакторных взаимодействий в озерной экосистеме. Отсутствие количественного описания таких взаимодействий не позволяет прогнозировать возможные изменения состояния экосистемы Ладожского озера даже с указанием степени неопределенности прогнозов. В ситуации недостатка необходимых данных наблюдений наиболее надежным инструментом для решения задачи количественного описания функционирования водной экосистемы, пригодным для прикладного использования, является математическое моделирование водных экосистем на соответствующих пространственно-временных масштабах.

В мировом масштабе математические модели экосистемы больших озер разрабатываются в течение нескольких последних десятилетий [1–6]. Однако на сегодняшний день общий уровень озерных моделей все ещё ниже, чем морских [6, 7], что, в частности, проявляется в том, что до сих пор модели для озерных систем использовались, как правило, для одноразовых расчетов при решении тех или иных ограниченных задач.

Начиная с 1980-х гг. было разработано несколько моделей экосистемы Ладожского озера [8–12]. Использование этих моделей позволило оценить реакцию экосистемы Ладожского озера на рост фосфорной нагрузки и выявить предельно допустимые нагрузки. Однако указанные модели были реализованы на грубой расчетной сетке, а также плохо описывали (или не описывали вообще) обменные процессы на границе раздела вода — донные отложения, поскольку не содержали подмодели бентосного слоя. Расчеты на обсуждаемых моделях в основном выполнялись на установление, при фиксированных внешних воздействиях, что не позволяло воспроизводить долгопериодную изменчивость характеристик экосистемы [13]. Влияние различных источников биогенной нагрузки (речные, атмосферные, промышленные, включая аквакультуру) на функционирование экосистемы озера также до сих пор не исследовалось.

В настоящей статье предлагается трехмерная эко-гидродинамическая модель Ладожского озера, основанная на Санкт-Петербургской модели эвтрофикации Балтийского моря (SPBEM) [14, 15]. Модель SPBEM хорошо себя зарекомендовала при оценках климатических изменений экосистемы, как для Балтийского моря в современном и будущем климате [16–18], так и при воспроизведении современного состояния экосистемы Онежского озера [19, 20]. В основе модели лежит описание циклов азота и фосфора в водной толще и донных отложениях, что позволяет ее использование как в морских азот-лимитированных системах, так и в пресноводных фосфор-лимитированных. Хорошим подтверждением работоспособности модели в водах с разными лимитирующими биогенными элементами может служить достоверное воспроизведение границы смены зон лимитации на примере устьевого района Финского залива Балтийского моря [15].

В отличие от упомянутых выше моделей экосистемы Ладожского озера, предлагаемая модель реализована на сетке высокого разрешения, содержит модуль бентосного слоя и, что особенно важно, описывает циклы азота и фосфора в водной толще и донных отложениях. Основной целью данной статьи является демонстрация устойчивой работы модели на климатическом масштабе времени (несколько десятилетий) и оценка качества воспроизведения функционирования экосистемы озера в период 1979–2018 гг.

2. Материалы и методы

2.1. Описание модели

Биогеохимический модуль модели описывает взаимодействие круговоротов азота и фосфора в воде и донных отложениях озера. Переменные состояния в пелагической подсистеме представлены биомассами зоопланктона, двух функциональных групп фитопланктона (диатомовые и недиадомовые), концентрациями детритного азота и фосфора, растворенными органическими (лабильными и стойкими) соединениями азота и фосфора, растворенными неорганическими соединениями азота (аммоний и окисленный азот, включающий нитриты плюс нитраты) и растворенным минеральным фосфором (фосфаты), а также и «регистратором» баланса продукционно-деструкционных процессов — растворенным в воде кислородом. Подсистема донных отложений описывает динамику бентических азота и фосфора. Биогеохимические взаимодействия между этими переменными описывают комплекс процессов, наиболее важных для функционирования экосистемы: первичную продукцию фитопланктона, потребляющего растворенные минеральные соединения азота и фосфора; выедание фитопланктона зоопланктоном; отмирание фитопланктона и зоопланктона, пополняющее запасы детрита, оседающего на дно; регенерацию минеральных соединений

за счет экскреции продуктов метаболизма зоопланктона и в процессе минерализации детрита, а также лабильных и стойких компонентов растворенных органических соединений азота и фосфора; минерализацию донных отложений с поступлением её продуктов в водную толщу; денитрификацию в воде и донных отложениях. Отсутствие в модели цикла кремния, который является важным биогенным элементом используемым диатомовым фитопланктоном, объясняется тем, что для условий Ладожского озера данный элемент не является лимитирующим [21]. Учет особенностей диатомового фитопланктона, обладающего большей массой клеток по сравнению с другими видами фитопланктона за счет наличия у него кремневой оболочки, состоит в задании более высокой скорости гравитационного оседания диатомового фитопланктона и детрита, в соответствии с используемыми в модели параметризациями. Параметризация указанных выше взаимодействий следует общей практике, выработанной в течение десятилетий при моделировании экосистем морей и озер [2, 6, 22–25]. Все уравнения, параметризации, коэффициенты и константы биогеохимического модуля представлены во всех деталях в работе [15], а адаптация для условий пресноводных фосфор-лимитированных экосистем — в работах [19, 20].

Гидротермодинамический модуль. В качестве основы для воспроизведения гидротермодинамики озера и решения уравнений адвекции-диффузии примеси была использована модель Массачусетского университета MITgcm [26, 27]. Использование данной модели для моделирования гидродинамических условий больших стратифицированных озер обоснованно успешным применением данной модели для моделирования озер Мичиган и Superior [28–30], а также, совместно с предлагаемой моделью биогеохимических циклов, для оценки современного состояния гидрофизических и биогеохимических характеристик Онежского озера [19, 20]. Для воспроизведения гидрофизических условий данная модель была настроена на батиметрию Ладожского озера, заданную по данным Института озероведения РАН (рис. 1). В качестве пара-

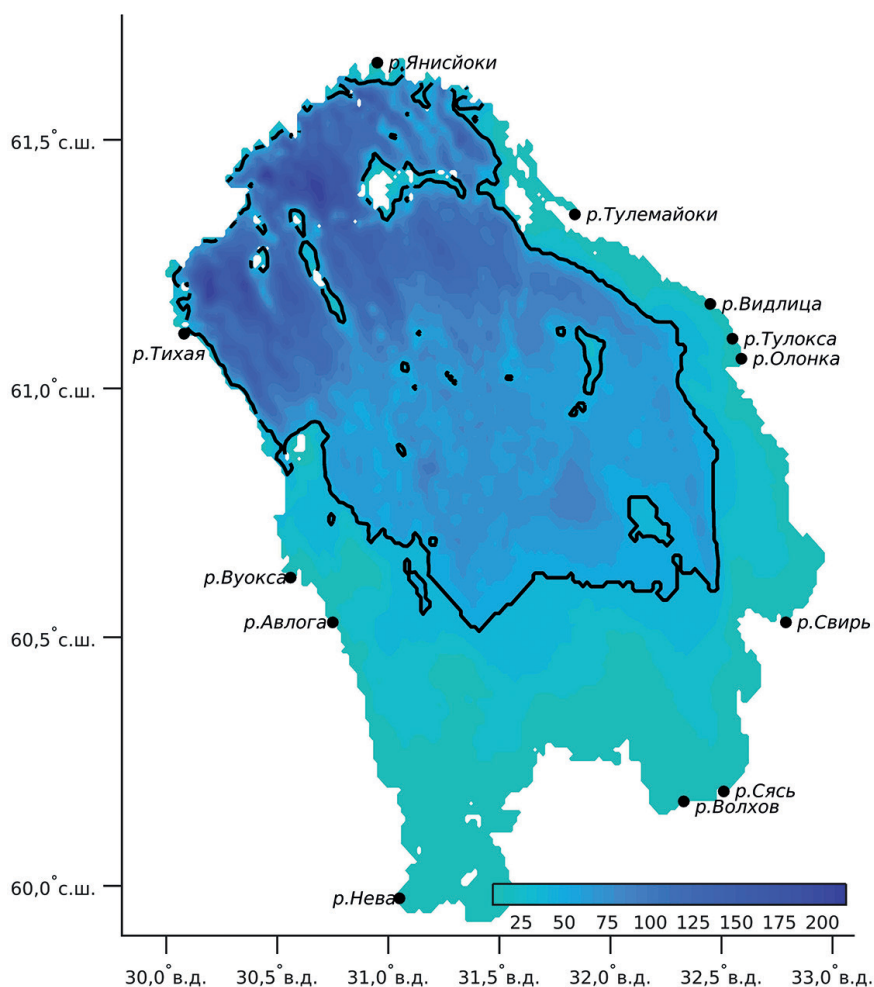


Рис. 1. Реки бассейна и поле глубин Ладожского озера (черная линия — изобата 40 м)

Fig. 1. Rivers of the basin and model bathymetry (meters) of Lake Ladoga (black line is the 40 m isobath)

метризации подсеточных процессов вертикального перемешивания использовалась схема турбулентного замыкания TKE (пакет GGL90) [31]. Коэффициент горизонтальной турбулентной вязкости рассчитывался на основе параметризации Смагоринского [32], а коэффициент горизонтальной турбулентной диффузии задавался постоянным и равным $2 \text{ м}^2/\text{с}$. Моделирование сезонного ледяного покрова осуществлялось на основе пакета SeaIce, входящего в модельный комплекс MITgcm и адаптированного для пресноводного водоема. Для решения уравнений адвекции-диффузии трассера, необходимых для реализации модели биогеохимических циклов, использовался пакет PTtracer.

Решение объединенной модели осуществлялось на сферической сетке с горизонтальным шагом $0.54'$ по широте и $1.08'$ по долготе, что на широте расположения озера составляет примерно 1 км по каждой из горизонтальных координат. По вертикали использовалась z-координата с равномерным шагом 2 м от поверхности до горизонта 40 м и шагом 5 м от горизонта 40 м до дна.

2.2. Граничные условия

Применительно к условиям Ладожского озера, в качестве граничных условий требуется задание атмосферного воздействия и стока рек, впадающих в Ладожское озеро (рис. 1), для гидротермодинамического модуля и поступления биогенных элементов из атмосферы и с суши для биогеохимического модуля.

Для задания полей атмосферного воздействия был подготовлен архив на основе данных реанализа ERA-5 (<https://www.ecmwf.int>), включающий ежечасные поля атмосферного давления, компонентов скорости ветра, температуры, влажности, осадков, приходящего коротковолнового и длинноволнового излучения.

Внешняя биогенная нагрузка поступает в водный объект с речным стоком, атмосферными выпадениями, из точечных источников, а также с прямым диффузным стоком, т. е. поступлением биогенов с дождевыми и талыми водами, которые попадают в водоем, минуя реки.

Поступления с речным стоком. Детальные исследования поступления биогенных элементов в Ладожское озеро для различных временных периодов были выполнены в [33–35]. Согласно данным работам, основной вклад в формирование внешней биогенной нагрузки вносит речной сток, на который приходится 96,3 % поступающего общего фосфора и 87,1 % общего азота. На атмосферные выпадения приходится 0,7 % поступающего фосфора и 10,9 % азота. Вклад точечных источников составляет 1,6 % и 0,7 %, а вклад прямого диффузного поступления 1,4 % и 1,3 % от общей внешней нагрузки для, соответственно, фосфора и азота. Таким образом, основным источником биогенных элементов, поступающих в Ладожское озеро, является речной сток.

В результате многолетних исследований поступления азота и фосфора в Ладожское озеро с речным стоком были получены оценки, отражающие межгодовую изменчивость, которые опубликованы в монографии, обобщающей существующие данные наблюдений и модельные оценки [21]. В ней приводятся ряды межгодовой изменчивости расхода речных вод, поступающих в Ладожское озеро, для периода с 1979 по 2018 гг., а также поступающих с речными водами фосфора и азота соответственно за период 1976–2011 гг. и 1981–2003 гг. (рис. 2). Указанные ряды данных о поступлении фосфора и азота в Ладожское озеро были реконструированы для периода 1979–2018 гг. Выбор этого периода определялся наличием фактических данных о речном стоке в Ладожское озеро только для указанного периода (см. рис. 2, верхний фрагмент). Как видно (см. рис. 2, нижний фрагмент), временные вариации ежегодного поступления фосфора в озеро можно разделить на 2 периода: период 1976–1991 гг. с относительно высокими значениями поступления и период 1996–2011 гг. с относительно низкими значениями. Реконструкция фосфорной нагрузки для периода 2012–2018 гг. основана на предположении, что средние концентрации фосфора в реках остаются неизменными в этот период и равными их средним за период 1996–2011 гг. значениям. Средняя концентрация фосфора в реках для периода 1996–2011 гг. была рассчитана как отношение средних за период годовых поступлений фосфора и расхода. На основании вычисленной концентрации были реконструированы фосфорные нагрузки для периода 2012–2018 гг., как произведение указанной средней концентрации на среднегодовой расход. Аналогичная процедура применялась для реконструкции азотной нагрузки, но в отличие от фосфора средняя концентрация искалась по всему доступному ряду (1981–2003 гг.), поскольку временная изменчивость поступления азота не характеризуется какими-либо трендами или сильными различиями в разные периоды.

Поступления с атмосферными выпадениями. Наиболее полно вопрос оценки фосфорной нагрузки Ладожское озеро освещен в работах [33, 36]. Оценки приведенные в данных исследованиях, выполнены на основе данных ГГО им. Воейкова о концентрации химических веществ в снежном покрове в зимне-весенний период 1994 г. в восьми пунктах на акватории водоема и в четырех пунктах в береговой зоне на восточном побережье в районе городов Олонец и Питкяранта, Северо-Западном побережье, между береговой линией

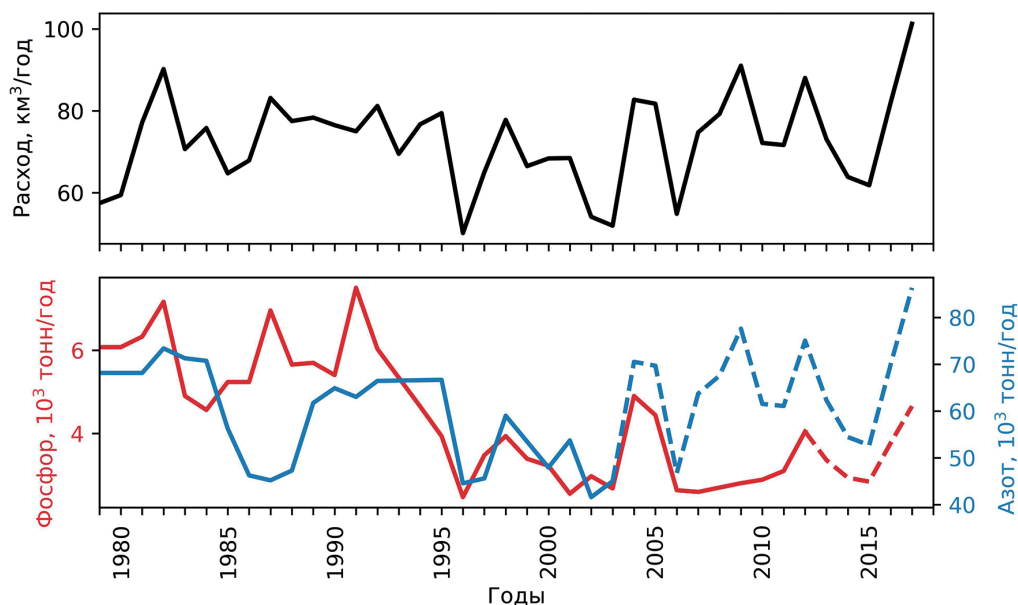


Рис. 2. Межгодовая изменчивость годового расхода речных вод, поступающих в Ладожское озеро (а), и ежегодного поступления с ними фосфора и азота (б). Сплошная линия — опубликованные данные [21], пунктирная — реконструкция

Fig. 2. Interannual variability of the annual river volume transport entering Lake Ladoga (a), and the annual input of phosphorus and nitrogen with river waters (b). Solid line — published data [21], dotted line — reconstruction

и границей с Финляндией, а также на юго-западном побережье Ладожского озера. Определены значения массы примеси, аккумулированной на 1 м^2 площади за период ледостава, средняя месячная интенсивность сухих выпадений и средняя концентрация примеси в 1 мм твердых осадков. Средняя концентрация вещества в жидких осадках вычислялась путем сопоставления средних месячных данных по химическому составу атмосферных осадков на станциях «Санкт-Петербург» и «Воейково» за периоды 1959–1961 и 1967–1980 гг. Согласно выполненной оценке, фосфорная нагрузка на акваторию Ладожского озера составляет $34,5 \text{ т Р}_{\text{общ}}$ в год. Поскольку более поздних опубликованных оценок не существует, то в настоящем исследовании используется это значение. Для задания выпадающего из атмосферы азота на водную поверхность озера, используются данные Норвежского метеорологического института, полученные с использованием математического моделирования (https://emep.int/mscw/mscw_moddata.html). Результаты моделирования дают оценку выпадения азота в виде окисленных и восстановленных форм с ежемесячным разрешением за период с 1990 по 2020 годы. Среднегодовое поступление соединений азота составляет 6500 тонн в год, при стандартном отклонении 1200 тонн в год.

Поступления от точечных источников и с прямым диффузным стоком. В связи с отсутствием опубликованных данных о межгодовой изменчивости нагрузки, поступающей из точечных источников и с прямым диффузным стоком, а также с учетом малого вклада этих источников в общую нагрузку, предполагается, что поступления фосфора и азота из этих источников в течение всего рассматриваемого периода составляют фиксированные доли нагрузки, поступающей с речным стоком. В соответствии с приведенными выше оценками они равны $0,963 \times (0,016 + 0,014) \approx 0,029$ (2,9 %) для фосфора и $0,871 \times (0,007 + 0,013) \approx 0,017$ (1,7 %) для азота.

2.3. Начальные условия

Поскольку данных натурных наблюдений недостаточно для формирования согласованных полей биогеохимических переменных, то для получения начального распределения переменных модели был выполнен расчет с повторяющимися граничными условиями (атмосферное воздействие, речной сток и биогенная нагрузка), соответствующими условиям 1979 года, до получения квазиустановившегося состояния сезонной изменчивости озера. Значения искомым физических и биогеохимических характеристик на 1 января 1979 года в этом квазиустановившемся состоянии использовались в качестве начальных условий для расчета сезонной и межгодовой изменчивости состояния Ладожского озера в период 1979–2018 гг.

2.4. Данные наблюдений

Для верификации модели использовались данные контактных и дистанционных измерений температуры, а также наблюдения за концентрациями минеральных и общих форм фосфора и биомассы фитопланктона. Данные дистанционных ИК-изображений со спутников Aqua-Modis и Aqua-Terra брались с сайта <https://oceandata.sci.gsfc.nasa.gov/directdataaccess/Level-2/> (дата обращения: 29.10.2024). С него были получены суточные измерения температуры в ИК-диапазоне с уровнем обработки L2, выполненные спектрометрирами MODIS и VIIRS со спутников Aqua, Terra и Suomi NPP с января 2000 по декабрь 2020 гг. Пространственное разрешение данных составило около 1 км. Уровень обработки данных L2 обозначает данные второго уровня, которые включают время измерения, географическую привязку и обработку с атмосферной коррекцией.

Данные контактных измерений получены сотрудниками Института озераедения РАН в период 1991–2017 гг. Эти данные включают результаты измерения температуры, концентрации минеральной и общей форм фосфора, биомассы фитопланктона. Отметим, что максимальное число измерений различных параметров приходится на теплый период года (май–сентябрь), в то время как некоторые зимние и весенние месяцы вообще не обеспечены измерениями.

3. Верификация модели

3.1. Температура

Оценка качества воспроизведения моделью сезонного хода поверхностной температуры была получена следующим образом. Из архива спутниковых изображений выбирались мгновенные снимки, на которых для более 60 % акватории озера имелись измерения с флагом качества 0 или 1, означающим, что эти измерения с высокой вероятностью близки к истинным значениям температуры. Затем данные спутниковых измерений на отобранных снимках интерполировались на расчетную сетку в областях, покрытых данными измерений, а из результатов моделирования для тех же областей покрытия выбирались среднесуточные поля поверхностной температуры, соответствующие дате измерений. В результате для каждого снимка был получен ряд, который представляет собой парные значения рассчитанной и измеренной температуры в каждой ячейки сетки. Используя данные ряды, были получены многолетние среднесеasonные значения измеренной и рассчитанной средней по площади поверхностной температуры озера и средние месячные значения пространственного среднеквадратического отклонения этих характеристик. Указанные климатические среднесеasonные значения средней по площади температуры и её стандартного отклонения по пространству приведены в табл. 1 для данных, полученных спектрометрирами MODIS со спутников Aqua и Terra в период с 1 января 2000 по 31 декабря 2020 гг.

Таблица 1

Table 1

Сравнительные характеристики поверхностной температуры воды по данным спутниковых измерений MODIS-Aqua и MODIS-Terra и результатам моделирования

Comparative characteristics of surface water temperature according to satellite measurements of MODIS-Aqua and MODIS-Terra and modeling results

Месяц	MODIS-Aqua					MODIS-Terra				
	Количество снимков	Средняя температура, °C		Стандартное отклонение, °C		Количество снимков	Средняя температура, °C		Стандартное отклонение, °C	
		Спутник	Модель	Спутник	Модель		Спутник	Модель	Спутник	Модель
1	7	2,8	2,3	0,7	0,9	10	2,0	1,5	0,8	0,8
2	4	1,2	0,4	0,5	0,3	3	0,8	0,3	0,5	0,4
3	16	0,7	0,1	0,3	0,1	13	0,9	0,1	0,4	0,1
4	64	1,6	0,9	0,5	0,2	83	1,7	1,2	0,5	0,2
5	118	3,7	2,7	1,5	0,8	143	3,7	2,8	1,6	0,9
6	70	10,4	10,0	2,8	2,9	77	10,0	9,4	2,9	2,8
7	158	18,8	17,0	1,3	2,0	188	18,8	17,3	1,3	2,0
8	130	18,8	18,4	0,8	1,0	147	18,5	18,2	0,8	1,0

Месяц	MODIS-Aqua					MODIS-Terra				
	Количество снимков	Средняя температура, °С		Стандартное отклонение, °С		Количество снимков	Средняя температура, °С		Стандартное отклонение, °С	
		Спутник	Модель	Спутник	Модель		Спутник	Модель	Спутник	Модель
9	82	13,8	13,9	0,8	0,7	91	13,6	13,4	0,8	0,7
10	47	9,4	9,4	0,7	0,6	45	9,5	9,5	0,7	0,6
11	11	6,2	6,4	0,8	0,9	18	6,1	6,3	0,8	0,9
12	15	3,8	3,7	0,7	0,9	12	3,7	3,5	0,8	1,0

Анализ таблицы показывает, что в целом модель достаточно хорошо воспроизводит сезонный ход поверхностной температуры. Недооценка поверхностной температуры в июле, которая составляет 1,8 °С для данных MODIS-Aqua и 1,5 °С для данных MODIS-Terra, по-видимому, связана с тем, что спутниковые измерения характеризуют температуру непосредственно поверхности, в то время как модельные данные представляют собой среднее значение для верхнего 2-метрового слоя. Поэтому, с учетом того, что в июле наблюдаются наиболее слабые ветра и вертикальное перемешивание, способствующие формированию вертикального градиента температуры почти у поверхности озера, можно сказать, что указанная недооценка моделью поверхностной температуры вполне допустима. В августе недооценка поверхностной температуры значительно меньше, и составляет всего лишь 0,4 °С. С наступлением осени и началом интенсивного ветро-волнового и конвективного перемешивания значения температуры поверхности по данным измерений и результатам моделирования практически совпадают.

Наглядное представление о качестве воспроизведения пространственного распределения поверхностной температуры даёт рис. 3, на котором представлены среднемноголетние распределения поверхностной температуры Ладожского озера для мая и июня, восстановленные по спутниковым данным и результатам моделирования. Как видно, модель достаточно хорошо воспроизводит основные пространственные особенности

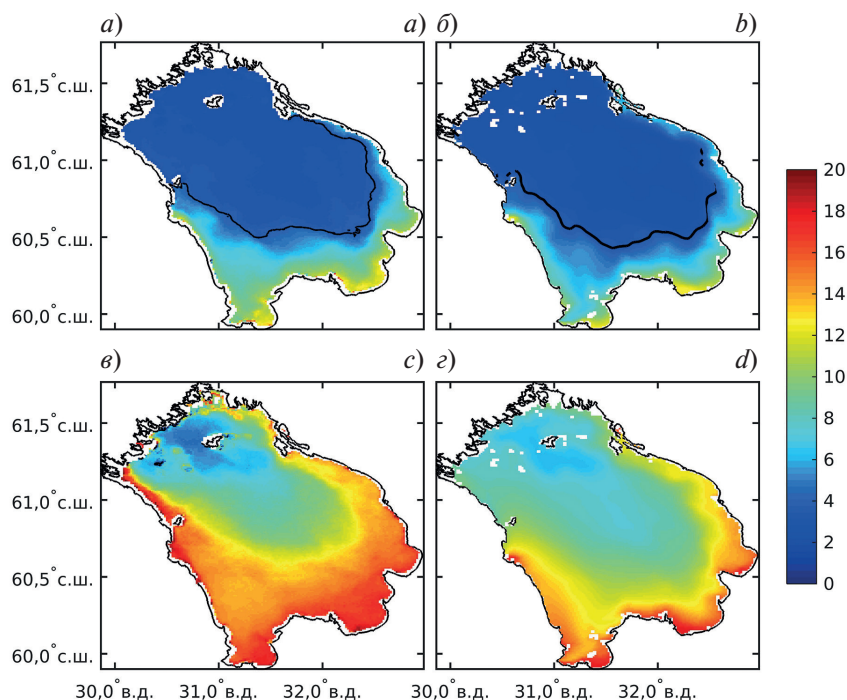


Рис. 3. Среднемноголетние (за период 2000–2020 гг.) распределения поверхностной температуры (°С) Ладожского озера для мая (а, б) и июня (в, г) по спутниковым данным (а, в) и результатам моделирования (б, г) (черная линия показывает положение изотермы 4 °С)

Fig. 3. Average long-term (for 2000–2020 period) distributions of Lake Ladoga surface temperature for May (a, б) and June (в, г) according to satellite data (a, в) and modeling results (б, г) (the black line shows the position of the isotherm of 4 °С)

распределения поверхностной температуры в указанные месяцы. Одной из важных особенностей сезонной динамики температуры в пресноводном водоеме является термобар, который обеспечивает вертикальное перемешивание вод от поверхности до дна в момент достижения температуры наибольшей плотности, которая для пресных вод составляет 4°C . Как видно из рис. 3, результаты моделирования достаточно хорошо воспроизводят климатическое положение весеннего термобара при сравнении с данными дистанционного зондирования, что выражается в хорошем совпадении пространственного положения изолинии 4°C . Кроме того, неплохо согласуется со спутниковыми данными модельное распределение температуры в южной части Ладожского озера, где после прохождения термобара начинается быстрый рост поверхностной температуры и формирование сезонной стратификации с температурой поверхностного слоя больше 4°C . Июньские распределения поверхностной температуры (как спутниковое, так и модельное) качественно также хорошо согласуются друг с другом и характеризуются сильным уменьшением температуры с юго-востока на северо-запад и её повышенными значениями в прибрежных мелководных областях. Значения температуры во всей области в июне оказались превышающими 4°C , что свидетельствует об отсутствии термобара в это время. Напомним, что речь идет о средних многолетних распределениях температуры.

Изменения температуры воды с глубиной иллюстрирует рис. 4, на котором представлены средние за период 1991–2017 гг. вертикальные распределения температуры в центральной глубоководной части Ладож-

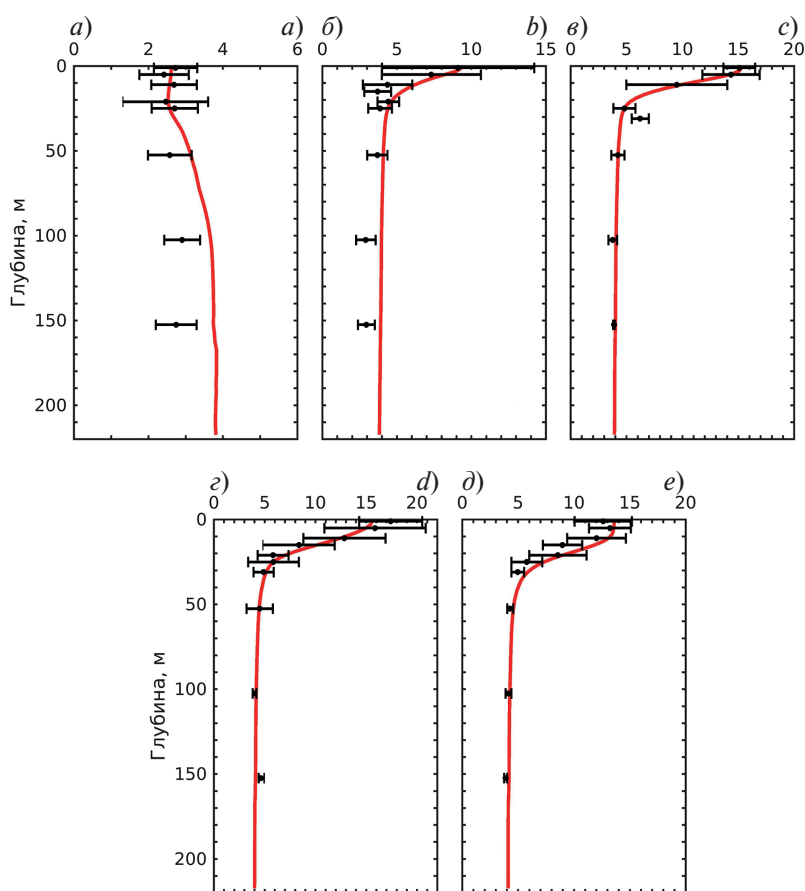


Рис. 4. Среднее за период 1991–2017 гг. вертикальное распределение температуры ($^{\circ}\text{C}$) в центральной глубоководной части Ладожского озера в мае (а), июне (б), июле (в), августе (г) и сентябре (д) по данным экспедиционных измерений (точки — средние значения, черные горизонтальные линии — среднеквадратичное отклонение) и результатам расчёта (красные кривые). Глубоководная часть озера выделена по положению 40-метровой изобаты (рис. 1).

Fig. 4. Average for 1991–2017 period vertical distribution of temperature ($^{\circ}\text{C}$) in the central deep-water part of Lake Ladoga in May (a), June (b), July (c), August (d) and September (e) according to expeditionary measurements (points are average values, black horizontal lines are the standard deviation) and modeling results (red curves). The deep-water part of the lake is identified by the position of the 40-meter isobath (see Fig. 1)

ского озера в мае, июне, июле, августе и сентябре, построенные по данным экспедиционных измерений и результатам расчёта. Как видно, в мае (период весеннего конвективного перемешивания) наблюдается гомотермия, т. е. вертикальное распределение температуры близко к однородному со значениями 2,5–3 °С, в то время как модельное распределение демонстрирует немного завышенные температуры (около 4 °С) в глубоких слоях озера. В летние месяцы (период нагревания озера) наблюдается ярко выраженная устойчивая стратификация в верхнем 25–30-метровом слое с ростом поверхностной температуры от мая к августу и практическое постоянство температуры в нижележащих слоях. В сентябре (начало периода осеннего выхолаживания и конвективного перемешивания) небольшое уменьшение поверхностной температуры сопровождается появлением верхнего перемешанного слоя толщиной 8–10 м и небольшим заглублением нижней границы термоклина. Все эти особенности правильно воспроизводятся моделью.

3.2. Биогеохимические характеристики

Верификация модели биогеохимических циклов Ладожского озера проводилась с использованием данных натурных измерений, полученных Институтом озераведения РАН в рамках экспедиционных исследований и включающих следующие биогеохимические характеристики: минеральный и общий фосфор, окисленные формы азота и общее содержание азота в водной среде, биомасса фитопланктона за период 1991–2020 гг. Верификация модели строилась на следующей схеме сравнения воспроизведенных и измеренных характеристик. Для каждого измерения, которое характеризуется местом (широта и долгота станции) и датой отбора проб, были выбраны значения воспроизведенных характеристик в ячейке сетки, внутрь которой попадали координаты точки проведения измерений. Собранные таким образом парные значения основных параметров, характеризующих состояние экосистемы, анализировались, используя диаграммы размаха и безразмерную функцию качества (cost function) CF [37]. Функция CF представляет собой абсолютное значение разницы между средними значениями характеристики, рассчитанными по данным наблюдений (D) и по модели (M), отнесенной к стандартному отклонению данных наблюдений (S_d), т. е. $CF = |D - M|/S_d$. Принято считать, что функция CF показывает, насколько велики систематические различия модельных результатов и данных наблюдений. Традиционно, результат моделирования считается хорошим, если CF не превышает 1; приемлемым — в случае, если значение CF находится между 1 и 2; плохим — если CF превышает 2.

Поскольку Ладожское озеро является фосфор-лимитированным водоемом, то из биогенных элементов наибольшее значение при верификации модели имеют соединения фосфора. На рис. 5, а представлена диаграмма размаха для минерального фосфора, построенная по 664 значениям. Как видно, медианное значение модельных фосфатов составляет 2,3 мкг/м³, а медиана данных натурных наблюдений равна 2,8 мкг/м³. При этом расхождение значения квартиля 75 % между воспроизведенными и измеренными значениями составляет 0,1 мкг/м³. Рассчитанная функция качества для фосфатов составляет 0,1. Стоит отметить, что предел обнаружения фосфатов в природных водах в соответствии с действующими методиками составляет от 2,5 до 5 мкг/м³. Поэтому можно с уверенностью сказать, что модель достаточно хорошо воспроизводит концентрацию минерального фосфора. Сопоставление модельных и наблюдаемых значений содержания общего фосфора (рис. 5, б) показывает, что модель недооценивает медианное значение на 1,8 мкг/м³ и имеет больший размах между квартилями 25 и 75 %. Тем не менее, функция CF для общего фосфора равна 0,15.

Аналогичное сравнение результатов моделирования с данными наблюдений для нитратов и общего азота (рис. 5, в, д) показывает, что модель достаточно хорошо воспроизводит наблюдаемые уровни концентраций данных характеристик. Так, из сравнения 356 измерений нитратов с результатами моделирования видно, что модель недооценивает медианное значение на 10 мкг/м³, что составляет примерно 5 % от наблюдаемого значения. При этом, хотя недооценка квартиля 75 % составляет примерно 40 мкг/м³, функция CF составляет всего лишь 0,35. Для общего азота при сравнении 440 пар измеренных и смоделированных значений, также в целом отмечается недооценка среднего уровня содержания общего азота в модели по сравнению с данными наблюдений. Модель сильно занижает и размах колебаний содержания общего азота. Тем не менее, CF для общего азота равна 1,5, т. е. соответствует приемлемому уровню.

Отметим, что отмеченные расхождения результатов моделирования биогенных элементов с данными наблюдений, скорее всего, связаны с неточностями в задании поступления из внешних источников.

Сравнение 584 измерений биомассы фитопланктона с результатами моделирования (рис. 5, е) показало, что модель в целом недооценивает биомассу фитопланктона. Недооценка медианного значения составляет 0,34 гww/м³ (30 %), недооценки значения квартиля 25 % — 45–50 % и квартиля 75 % — 10 %. Значение функции качества равно 0,39. Заниженные значения воспроизведенной биомассы фитопланктона связаны с недооценкой содержания фосфора.

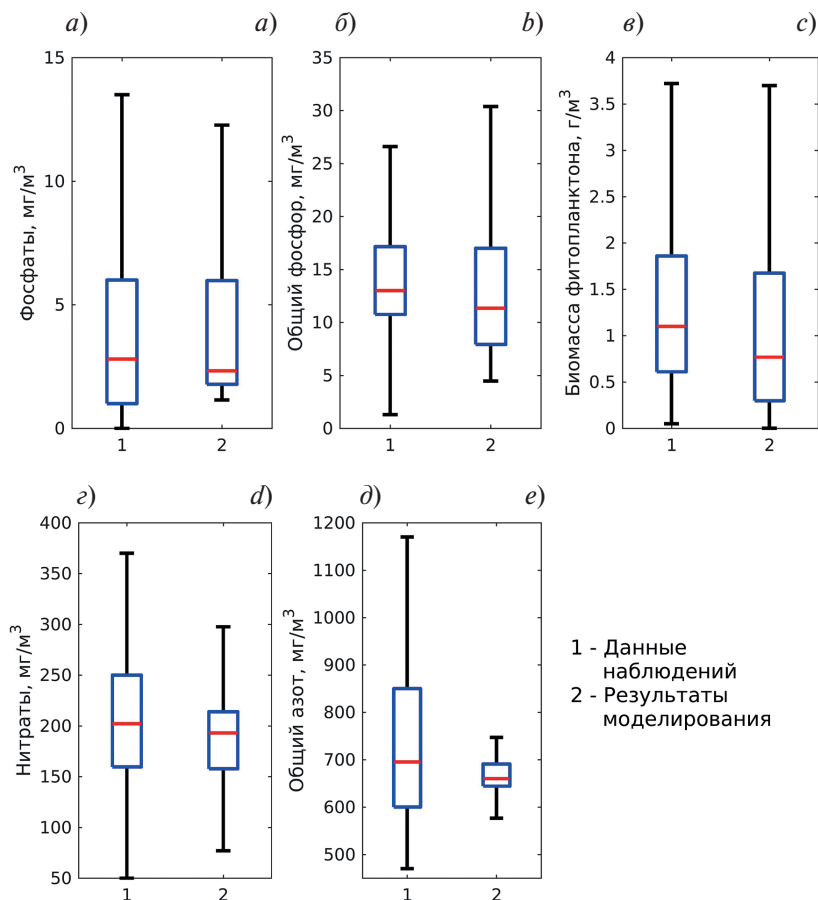


Рис. 5. Сравнение результатов моделирования с данными натурных наблюдений для фосфатов (а), общего фосфора (б), биомассы фитопланктона (в сыром весе) (в), нитратов (г) и общего азота (д). (Красная линия — медианное значение, синяя — квантили 25 и 75 %, черная — минимум и максимум)

Fig. 5. Comparison of modeling results with field observation data for phosphates (a), total phosphorus (b), phytoplankton biomass (c), nitrates (d) and total nitrogen (e) (red line — the median value, blue line — 25 and 75 % quartiles, black line — minimum and maximum)

4. Пространственная и временная изменчивость

В отличие от немногочисленных данных экспедиционных измерений, характеризующихся пространственными и временными пропусками, полученные модельные результаты позволяют в гораздо более полном объёме представить пространственно-временную картину сезонной изменчивости озерной экосистемы и оценить соответствие общепринятым представлениям о её функционировании.

К основным показателям состояния экосистемы Ладожского озера относятся фитопланктон и лимитирующий его развитие биогенный элемент — фосфор (в виде фосфатов). Модельное среднесезонное распределение фосфатов на поверхности озера в конце зимнего периода (рис. 6, а) неоднородно, что свидетельствует о неравномерности их накопления в верхнем слое в зимний период. Наибольшие концентрации минерального фосфора (до 25–30 мг/м³), обусловленные его поступлением с речными водами, отмечаются в Волховской и Свирской губах, а также вблизи устья реки Вуокса. В открытых районах озера зимние концентрации фосфатов составляют 10–15 мг/м³. Наименьшие концентрации фосфатов отмечаются в северной части озера, где они составляют 5–10 мг/м³. В летний период фотосинтез органического вещества фитопланктоном приводит к понижению концентрации фосфатов в верхнем слое озера до (0,5–5,0) мг/м³ (рис. 6, б). Исключение составляют Волховская и Свирская губы, а также восточное побережье, где концентрации фосфатов в летний период могут достигать 10–12 мг/м³ за счет поступления фосфатов с речным стоком.

Согласно рис. 6, в, максимальные значения биомассы диатомового фитопланктона в мае-июне, составляющие 8–10 г/м³, наблюдаются в районах максимального накопления фосфатов в зимний период. В открытых районах озера биомасса диатомового фитопланктона составляет 1–4 г/м³, наименьшие значения (<1 г/м³) отмечаются в северной части водоема. В целом распределение биомассы диатомового фитопланктона следует распределению фосфатов в период перед началом весеннего цветения, что объясняется тем фактом, что в весенний период рост фитопланктона обеспечивается в основном накопленными за зиму питательными веществами и не контролируется ещё не успевшим развиваться зоопланктоном. Недиаомовый фитопланктон весной не развит, его биомасса незначительна (рис. 6, д). В летний период (рис. 6, з, е) ситуация меняется на обратную: на всей акватории озера биомасса диатомового фитопланктона мала и преоб-

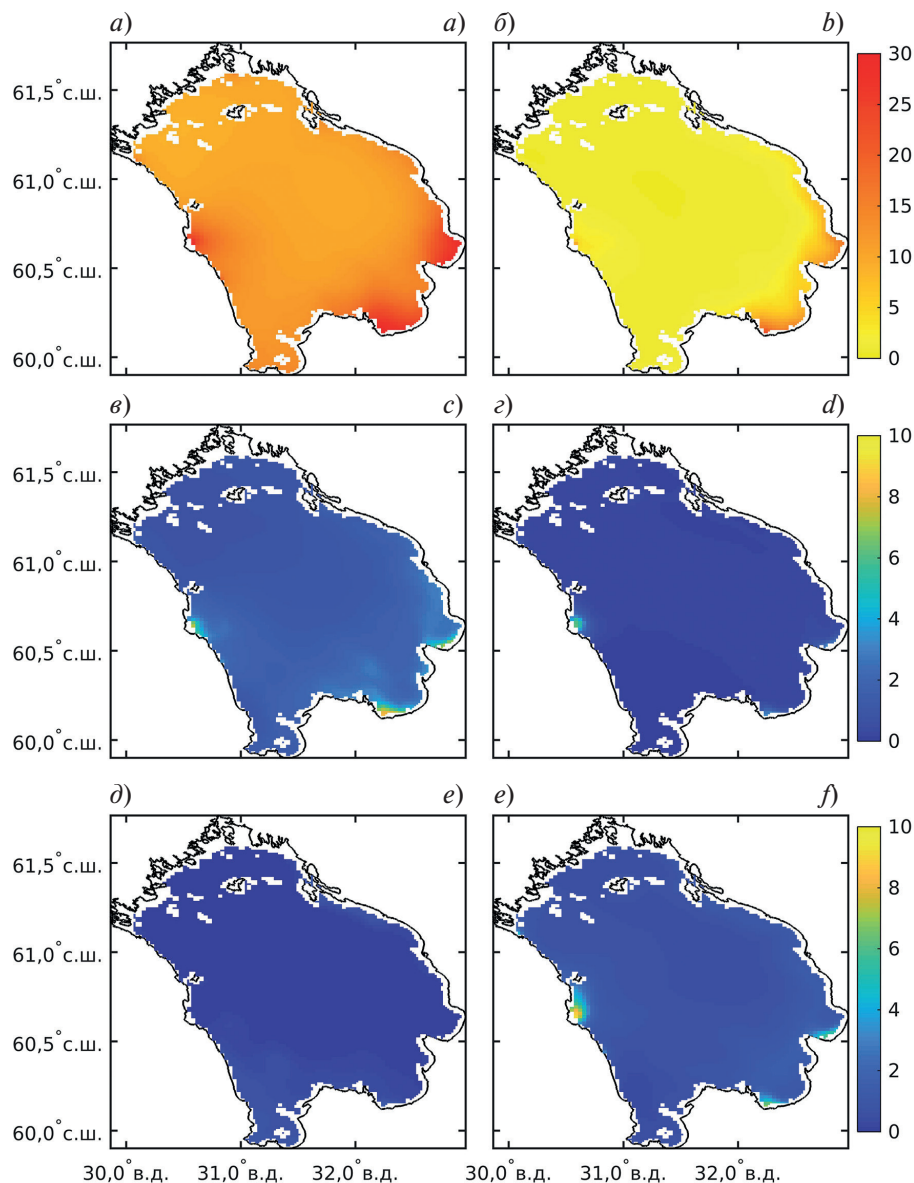


Рис. 6. Среднемноголетние (за период 1979–2018 гг.) поверхностные распределения фосфатов (мг/м³) в последней декаде апреля (а) и июль–сентябрь (б), диатомовых водорослей (г/м³ в сыром весе) май-июнь (в) и июль–сентябрь (г), недиаомовых водорослей (г/м³ в сыром весе) май-июнь (д) и июль–сентябрь (е) в Ладожском озере по результатам моделирования

Fig. 6. Average long-term (for 1979–2018) surface distributions of phosphates (mg/m³) in the last ten days of April (a) and July–September (b), diatoms (gww/m³) in May–June (c) and July–September (d), non-diatoms (gww/m³) in May–June (e) and July–September (f) in Lake Ladoga according to modeling results

ладает недиатомовый фитопланктон, концентрация которого в поверхностном слое составляет $1,5\text{--}3\text{ г/м}^3$ за исключением устьевых районов впадения основных притоков Ладожского озера — Свири, Волхова и Вуоксы. В этих районах содержание биомассы фитопланктона достигает $7\text{--}8\text{ г/м}^3$. Отмеченная особенность модельного решения — преобладание диатомового фитопланктона в весенний период и недиатомового, в летний, полностью соответствует имеющимся представлениям о функционировании экосистемы Ладожского озера, сложившимся по данным натурных исследований [21].

В соответствии с рис. 7, на котором представлены среднееголетние сезонные изменения (по времени и глубине) температуры и характеристик экосистемы в центральной глубоководной части Ладожского озера, сезонная динамика фосфатов в столбе воды имеет 4 ярко выраженных периода (рис. 7, *г*). Это периоды зимнего и летнего накопления фосфатов в гипolimнионе, когда из-за устойчивой термической стратификации (рис. 7, *а*) затруднен обмен теплом и примесями между эпилимнионом и гипolimнионом, а также периоды развития весеннего и осеннего термобара, когда в результате вертикального перемешивания накопленные

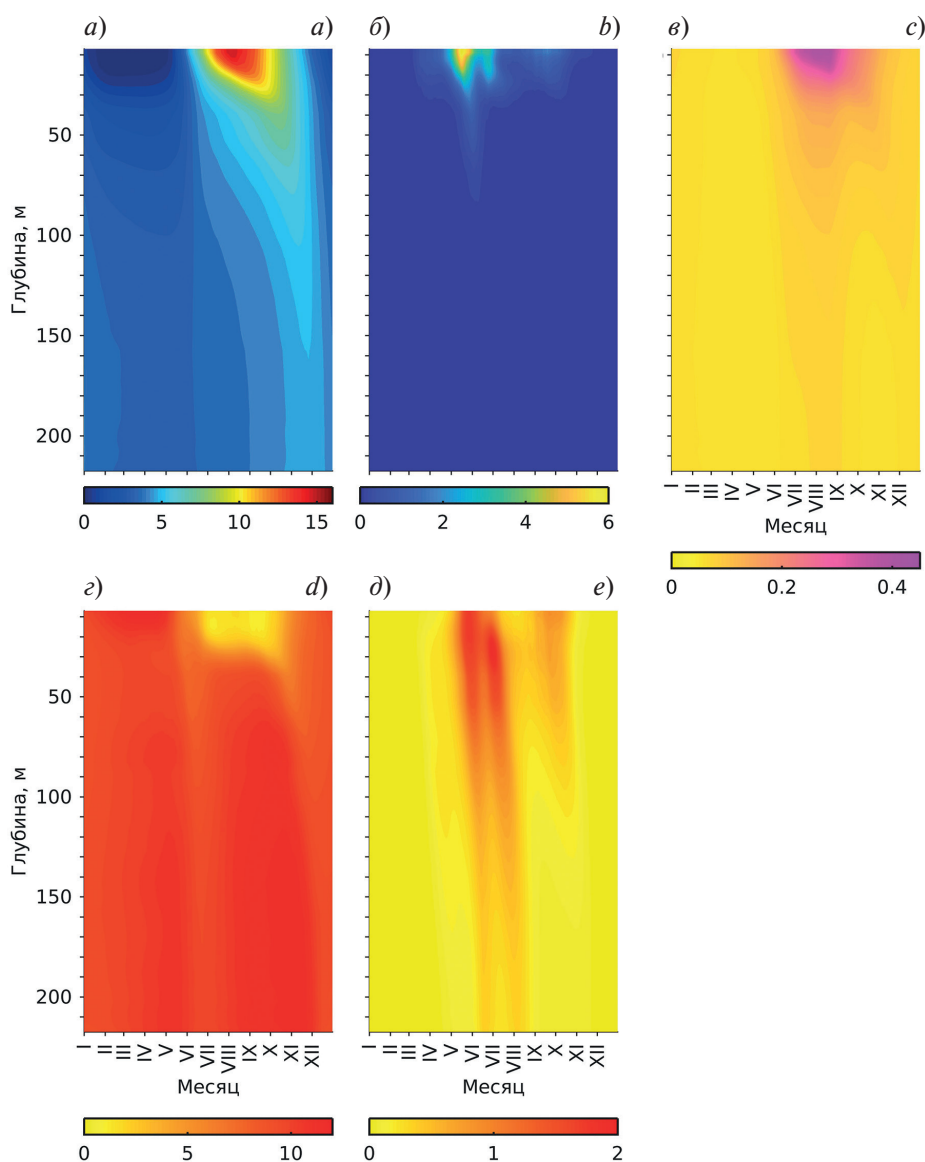


Рис. 7. Рассчитанные среднееголетние (за период 1979–2018 гг.) сезонные изменения по времени и глубине температуры, $^{\circ}\text{C}$ (*а*), фитопланктона, г/м^3 в сыром весе (диатомовые + недиатомовые водоросли) (*б*), зоопланктона, г/м^3 в сыром весе (*в*), фосфатов, мг/м^3 (*г*) и фосфора в детрите, мг/м^3 (*д*) в Ладожском озере

Fig. 7. Calculated average long-term (for 1979–2018) time-depth seasonal dynamics of temperature, $^{\circ}\text{C}$ (*a*), phytoplankton, gww/m^3 (diatoms + non-diatoms) (*b*), zooplankton, gww/m^3 (*c*), phosphates, mg/m^3 (*g*) and phosphorus in detritus, mg/m^3 (*d*) in Lake Ladoga

в гипolimнионе фосфаты поступают в фотический слой. Указанная особенность сезонной динамики фосфатов объясняет механизм сезонных вариаций фитопланктона (рис. 7, б). А, именно, накопленные в гипolimнионе в летний период фосфаты в результате осеннего термобара (середина ноября) поступают в верхний фотический слой, но не могут быть использованы там для продуцирования органического вещества в процессе фотосинтеза из-за недостатка света. В последующий зимний период поступившие в фотический слой в период осеннего термобара фосфаты пополняются за счет поступления фосфатов со стоком рек. Одновременно идёт процесс накопления фосфатов в гипolimнионе за счет минерализации оседающего детрита (рис. 7, д), чему способствует зимняя фаза устойчивой стратификации водной толщи озера. Таяние льда и увеличение освещенности весной приводят к сильному росту (цветению) диатомовых водорослей в середине мая. Этот рост биомассы фитопланктона происходит благодаря зимним запасам фосфатов. К моменту выедания этих запасов, весеннее нагревание верхнего слоя озера приводит к развитию весеннего термобара, который обеспечивает поступление в фотический слой накопленных в гипolimнионе фосфатов, тем самым поддерживая весеннее цветение диатомовых водорослей. После окончания весеннего цветения диатомовых, обусловленного истощением минерального питания и выеданием фитопланктона зоопланктоном, начинается летняя фаза продуцирования органического вещества недиадомовыми водорослями, которая поддерживается поступлением фосфатов в верхний слой в основном за счет экскреции зоопланктона, а также минерализации детрита, продуцируемого фито- и зоопланктоном, который активно развивается в июле-августе (рис. 7, в). В начале периода осенне-зимней конвекции (конец сентября — начало октября) отмечается небольшая осенняя вспышка диатомовых (рис. 7, б), которая обеспечивается поступлением фосфатов из глубоких слоев озера и еще достаточными для процесса фотосинтеза световыми условиями.

5. Заключение

Сравнение результатов расчета современного климатического состояния Ладожского озера в период 1979–2018 гг. по трехмерной эко-гидродинамической модели с имеющимися данными спутниковых и экспедиционных наблюдений показало, что модель правильно воспроизводит климатический сезонный ход поля поверхностной температуры и её вертикального распределения. Согласно оценкам функции качества, модель также достаточно хорошо воспроизводит средние значения и диапазон изменений основных характеристик экосистемы Ладожского озера, а выявленные особенности климатического сезонного хода не противоречат общепринятым представлениям о функционировании экосистем пресноводных озер бореальной зоны. Всё это свидетельствует о том, что предложенная модель может быть использована для исследования влияния внешних естественных и антропогенных факторов на биогеохимические процессы и функционирование экосистемы Ладожского озера.

Финансирование

Исследование выполнено при поддержке грантов Российского научного фонда (проект № 23-17-20010) и Санкт-Петербургского научного фонда (проект № 23-17-20010)

Funding

The research was supported by grants from the Russian Science Foundation (project No. 23-17-20010) and the St. Petersburg Science Foundation (project No. 23-17-20010).

Литература

1. *Di Toro D.M., Connolly J.P.* Mathematical models of water quality in large lakes. Lake Erie eutrophication of waters: Monitoring. Assessment and control. Paris: OECD, 1982. 154 p.
2. *Straskraba M., Gnauck A.* Freshwater ecosystems. Modelling and simulation. Amsterdam: Elsevier Science Publishers, 1985. 309 p.
3. *Mooij W.M., Trolle D., Arhonditsis G.* et al. Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches // *Aquatic Ecology*. 2010. Vol. 44 (3). P. 633–667. doi:10.1007/s10452-010-9339-3
4. *Zhang W., Watson S.B., Rao Y.R., et al.* A linked hydrodynamic, water quality and algal biomass model for a large, multi-basin lake: A working management tool // *Ecological Modelling*. 2013. Vol. 269. P. 37–50. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.08.018
5. *Scavia D., DePinto J.V., Bertani I.* A multi-model approach to evaluating target phosphorus loads for Lake Erie // *Journal of Great Lakes Research*. 2016. Vol. 42 (6). P. 1139–1150. doi:10.1016/j.jglr.2016.09.007

6. Vinçon-Leite B., Casenave C. Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review // Science of the Total Environment. 2019. Vol. 651. P. 2985–3001. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.139
7. Ménesguen A., Lacroix G. Modelling the marine eutrophication: a review // Science of The Total Environment. 2018. Vol. 636. P. 339–354. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.04.183
8. Менишуткин В.В., Воробьева О.Н. Модель экологической системы Ладожского озера // Современное состояние Ладожского озера / Под ред. Н.А. Петровой и Г.Ф. Растлепиной. Л.: Наука, 1987. С. 187–200.
9. Rukhovets L.A., Astrakhansev G.P., Menshutkin V.V., et al. Development of Lake Ladoga ecosystem models: modeling of the phytoplankton succession in the eutrophication process. I. // Ecological Modelling. 2003. Vol. 165(1). P. 49–77. doi:10.1016/S0304-3800(03)00061-9
10. Астраханцев Г.П. Моделирование экосистем больших стратифицированных озер / Г.П. Астраханцев, В.В. Менишуткин, Н.А. Петрова, Л.А. Руховец. СПб.: Наука, 2003. 363 с.
11. Menshutkin V.V., Astrakhansev G.P., Yegorova N.B., et al. Mathematical modelling of the evolution and current conditions of the Ladoga Lake ecosystem // Ecological Modelling. 1998. Vol. 107. P. 1–24. doi:10.1016/S0304-3800(97)00184-1
12. Rukhovets L., Filatov N. Ladoga and Onego — Great European Lakes: Observations and modeling / Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. 2010. doi:10.1007/978-3-540-68145-8
13. Современное состояние и проблемы антропогенной трансформации экосистемы Ладожского озера в условиях изменяющегося климата // Под редакцией С.А. Кондратьева, Ш.Р. Позднякова и В.А. Румянцева. М.: Изд. РАН, 2021. 640 с.
14. Savchuk O.P. Nutrient biogeochemical cycles in the Gulf of Riga: scaling up field studies with a mathematical model // Journal of Marine Systems. 2002. Vol. 32(4). P. 253–280. doi:10.1016/S0924-7963(02)00039-8
15. Isaev A., Vladimirova O., Eremina T., et al. Accounting for dissolved organic nutrients in an SPBEM-2 model: Validation and verification // Water. 2020. Vol. 12(5). P. 1307. doi:10.3390/w12051307
16. Рябенко В.А., Карлин Л.Н., Исаев А.В. и др. Модельные оценки эвтрофикации Балтийского моря в современном и будущем климате // Океанология. 2016. Т. 56, № 1. С. 41–50. doi:10.1134/S0001437016010161
17. Meier H.E.M., Edman M.K., Eilola K.J., et al. Assessment of eutrophication abatement scenarios for the Baltic Sea by multi-model ensemble simulations // Frontiers in Marine Science. 2018. Vol. 5. P. 440. doi:10.3389/fmars.2018.00440
18. Meier H.E.M., Edman M., Eilola K., et al. Assessment of uncertainties in scenario simulations of biogeochemical cycles in the Baltic Sea // Frontiers in Marine Science. 2019. Vol. 6. P. 46. doi:10.3389/fmars.2019.00046
19. Исаев А.В., Савчук О.П., Филатов Н.Н. Трехмерная ретроспективная оценка биогеохимической динамики азота и фосфора в экосистеме Онежского озера за период с 1985 по 2015 гг. Часть I: Межгодовая изменчивость и пространственное распределение // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2022. Т. 15, № 2. С. 76–97. doi:10.59887/fpg/e1m2-63b5-rhvg
20. Савчук О.П., Исаев А.В., Филатов Н.Н. Трехмерная ретроспективная оценка биогеохимической динамики азота и фосфора в экосистеме Онежского озера за период с 1985 по 2015 гг. Часть II: Сезонная динамика и пространственные особенности; интегральные потоки // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2022. Т. 15, № 2. С. 98–109. doi:10.59887/fpg/9mg5-run6-4zr8
21. Ладога / Под ред. В.А. Румянцева, С.А. Кондратьева. СПб.: Нестор-История, 2013. 468 с.
22. Patten B.S. Mathematical models of plankton production // Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie. 1968. Vol. 53. P. 357–408.
23. Modeling of Marine Systems / Nihoul, J.C.J. (Ed.). Amsterdam: Elsevier, 1975. 272 p.
24. Сергеев Ю.Н., Колодочка А.А., Круммель Х.Д. и др. Моделирование процессов переноса и трансформации вещества в море Л.: Издательство Ленинградского университета, 1979. 292 с.
25. Savchuk O., Wulff F. A model of the biogeochemical cycles of nitrogen and phosphorus in the Baltic. A systems analysis of the Baltic Sea / ed. Wulff F.V., Rahm L.A., Larsson P. Berlin: Heidelberg, Springer, 2001. P. 373–415. doi:10.1007/978-3-662-04453-7_14
26. Marshall J., Adcroft A., Hill C., et al. A finite-volume, incompressible Navier Stokes model for studies of the ocean on parallel computers // Journal of Geophysical Research: Oceans. 1997. Vol. 102, N C3. P. 5753–5766. doi:10.1029/96JC02775
27. Marshall J., Hill C., Perelman L., et al. Hydrostatic, quasi-hydrostatic, and nonhydrostatic ocean modeling // Journal of Geophysical Research: Oceans. 1997. Vol. 102, N C3. P. 5733–5752. doi:10.1029/96JC02776
28. Pilcher D.J., McKinley G.A., Bootsma H.A., et al. Physical and biogeochemical mechanisms of internal carbon cycling in Lake Michigan // Journal of Geophysical Research: Oceans. 2015. Vol. 120, N 3. P. 2112–2128. doi:10.1002/2014JC010594
29. Gloege L., McKinley G.A., Mooney R.J., et al. Lake hydrodynamics intensify the potential impact of watershed pollutants on coastal ecosystem services // Environmental Research Letters IOP Publishing. 2020. Vol. 15, N 6. P. 064028. doi:10.1088/1748-9326/ab7f62

30. Bennington V., McKinley G.A., Kimura N., et al. General circulation of Lake Superior: Mean, variability, and trends from 1979 to 2006 // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2010. Vol. 115, N C12. doi:10.1029/2010JC006261
31. Gaspar P., Grégoris Y., Lefevre J.-M. A simple eddy kinetic energy model for simulations of the oceanic vertical mixing: Tests at station Papa and long-term upper ocean study site // *Journal of Geophysical Research*. 1990. Vol. 95(C9), P. 16179. doi:10.1029/JC095iC09p16179
32. Smagorinsky J., Manabe S., Holloway J.J. Numerical results from a ninelevel general circulation model of the atmosphere // *Monthly Weather Review* Vol. 93. 1965. P. 727–768.
33. Кондратьев С.А., Ефремова Л.В., Расплетина Г.Ф., и др. Оценка внешней нагрузки на Ладожское озеро // *Экологическая химия*. 1997. Т. 6, № 2. С. 73–84.
34. Кондратьев С.А. Формирование внешней нагрузки на водоемы: проблемы моделирования. СПб.: Наука, 2007. 255 с.
35. Лозовик П.А., Галахина Н.Е., Кравченко И.Ю. Современное состояние водных объектов Карелии в результате воздействия природных, климатических и антропогенных факторов // *Водное хозяйство России*. 2017. № 3. С. 24–39.
36. Ефремова Л.В. Оценка атмосферной составляющей внешней нагрузки на Финский залив // Тез. докл. конф. «Экологические проблемы Севера Европейской территории России», Апатиты, 1996. С. 149–150.
37. Eilola K., Gustafsson B.G., Kuznetsov I., et al. Evaluation of biogeochemical cycles in an ensemble of three state-of-the-art numerical models of the Baltic Sea // *Journal of Marine Systems*. 2011. Vol. 88. P. 267–284. doi:10.1016/j.jmarsys.2011.05.004.

References

1. Di Toro D.M., Connolly J.P. Mathematical models of water quality in large lakes. Lake Erie eutrophication of waters: Monitoring. Assessment and control. Paris: OECD, 1982, 154 p.
2. Straskraba M., Gnauck A. Freshwater ecosystems. Modelling and simulation. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 1985, 309 p.
3. Mooij W.M., Trolle D., Arhonditsis G. et al. Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. *Aquatic Ecology*. 2010, 44, 3, 633–667. doi:10.1007/s10452-010-9339-3
4. Zhang W., Watson S.B., Rao Y.R., et al. A linked hydrodynamic, water quality and algal biomass model for a large, multi-basin lake: A working management tool. *Ecological Modelling*. 2013, 269, 37–50. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.08.018
5. Scavia D., DePinto J.V., Bertani I. A multi-model approach to evaluating target phosphorus loads for Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*. 2016, 42, 6, 1139–1150. doi:10.1016/j.jglr.2016.09.007
6. Vinçon-Leite B., Casenave C. Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. *Science of the Total Environment*. 2019, 651, 2985–3001. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.139
7. Ménesguen A., Lacroix G. Modelling the marine eutrophication: a review. *Science of the Total Environment*. 2018, 636, 339–354. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.04.183
8. Menshutkin V.V., Vorobieva O.N. A model of the ecological system of Lake Ladoga. The current state of the ecosystem of Lake Ladoga. Ed. N.A. Petrova, G.F. Raspletina. Leningrad, Nauka, 1987, 187–200 (In Russian).
9. Rukhovets L.A., Astrakhansev G.P., Menshutkin V.V., et al. Development of Lake Ladoga ecosystem models: modeling of the phytoplankton succession in the eutrophication process. I. *Ecological Modelling*. 2003, 165, 1, 49–77. doi:10.1016/S0304-3800(03)00061-9
10. Astrakhansev G.P., Menshutkin V.V., Petrova L.A., et al. Modeling ecosystems of large stratified lakes. SPb., Nauka, 2003, 363 p. (In Russian).
11. Menshutkin V.V., Astrakhansev G.P., Yegorova N.B., et al. Mathematical modelling of the evolution and current conditions of the Ladoga Lake ecosystem. *Ecological Modelling*. 1998, 107, 1–24. doi:10.1016/S0304-3800(97)00184-1
12. Rukhovets L., Filatov N. Ladoga and Onego — Great European Lakes: Observations and modeling. Berlin Heidelberg, Springer-Verlag, 2010. doi:10.1007/978-3-540-68145-8
13. Current state and problems of anthropogenic transformation of the ecosystem of Lake Ladoga in a changing climate / Ed. by S.A. Kondratyev, Sh.R. Pozdniakov, V.A. Rumiantsev, Moskva, RAS, 2021. 640 p. (In Russian).
14. Savchuk O.P. Nutrient biogeochemical cycles in the Gulf of Riga: scaling up field studies with a mathematical model. *Journal of Marine Systems*. 2002, 32, 4, 253–280. doi:10.1016/S0924-7963(02)00039-8
15. Isaev A., Vladimirova O., Eremina T., et al. Accounting for dissolved organic nutrients in an SPBEM-2 model: Validation and verification. *Water*. 2020, 12, 5, 1307. doi:10.3390/w12051307
16. Ryabchenko V.A., Karlin L.N., Isaev A.V., et al. Model estimates of the eutrophication of the Baltic Sea in the contemporary and future climate. *Oceanology*. 2016, 56, 1, 36–45. doi:10.1134/S0001437016010161
17. Meier H.E.M., Edman M.K., Eilola K.J., et al. Assessment of eutrophication abatement scenarios for the Baltic Sea by multi-model ensemble simulations. *Frontiers in Marine Science*. 2018, 5, 440. doi:10.3389/fmars.2018.00440

18. Meier H.E.M., Edman M., Eiola K., et al. Assessment of uncertainties in scenario simulations of biogeochemical cycles in the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science*. 2019, 6, 46. doi:10.3389/fmars.2019.00046
19. Isaev A.V., Savchuk O.P., Filatov N.N. Three-Dimensional Hindcast of Nitrogen and Phosphorus Biogeochemical Dynamics in Lake Onego Ecosystem, 1985–2015. Part I: Long-Term Dynamics and Spatial Distribution. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2022, 15, 2, 76–97. doi:10.48612/fpg/e1m2-63b5-rhvg
20. Savchuk O.P., Isaev A.V., Filatov N.N. Three-Dimensional Hindcast of Nitrogen and Phosphorus Biogeochemical Dynamics in Lake Onego Ecosystem, 1985–2015. Part II: Seasonal Dynamics and Spatial Features; Integral Fluxes. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2022, 15, 2, 98–109. doi:10.48612/fpg/9mg5-run6-4zr8
21. Ladoga / Ed. by V.A. Rumiantsev, S.A. Kondratev. *SPh., Nestor-History*, 2013, 468 p. (In Russian).
22. Patten B.S. Mathematical models of plankton production. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*. 1968, 53, 357–408.
23. Modeling of Marine Systems / Ed. by Nihoul, J.C.J., Elsevier, 1975, 272 p.
24. Modeling the processes of transfer and transformation of matter in the sea / Ed. by Iu.N. Sergeev. *Leningrad State University*, 1979, 292 p. (In Russian).
25. Savchuk O., Wulff F. A model of the biogeochemical cycles of nitrogen and phosphorus in the Baltic. A systems analysis of the Baltic Sea ed. Wulff F.V., Rahm L.A., Larsson P. *Berlin, Heidelberg, Springer*, 2001, 373–415. doi:10.1007/978-3-662-04453-7_14
26. Marshall J., Adcroft A., Hill C., et al. A finite-volume, incompressible Navier Stokes model for studies of the ocean on parallel computers. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 1997, 102(C3), 5753–5766. doi:10.1029/96JC02775
27. Marshall J., Hill C., Perelman L., et al. Hydrostatic, quasi-hydrostatic, and nonhydrostatic ocean modeling. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 1997, 102(C3), 5733–5752. doi:10.1029/96JC02776
28. Pilcher D.J., McKinley G.A., Bootsma H.A., et al. Physical and biogeochemical mechanisms of internal carbon cycling in Lake Michigan. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2015, 120, 3, 2112–2128. doi:10.1002/2014JC010594
29. Gloege L., McKinley G.A., Mooney R.J., et al. Lake hydrodynamics intensify the potential impact of watershed pollutants on coastal ecosystem services. *Environmental Research Letters. IOP Publishing*. 2020, 15, 6, 064028. doi:10.1088/1748-9326/ab7f62
30. Bennington V., McKinley G.A., Kimura N., et al. General circulation of Lake Superior: Mean, variability, and trends from 1979 to 2006. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2010, 115, C12015. doi:10.1029/2010JC006261
31. Gaspar P., Grégoris Y., Lefevre J.-M. A simple eddy kinetic energy model for simulations of the oceanic vertical mixing: Tests at station Papa and long-term upper ocean study site. *Journal of Geophysical Research*. 1990, 95(C9), 16179. doi:10.1029/JC095iC09p16179
32. Smagorinsky J., Manabe S., Holloway J.I. Numerical results from a ninelevel general circulation model of the atmosphere. *Monthly Weather Review*, 1965, 93, 727–768.
33. Kondratev S.A., Efremova L.V., Raspletina G.F. et al. Assessment of external load on Lake Ladoga. *Environmental Chemistry*. 1997, 6(2), 73–84 (In Russian).
34. Kondratev S. A formation of external load on reservoirs: modeling problems. / Ed. by Kondratev S.A., *SPh., Nauka*, 2007, 255 p. (In Russian).
35. Lozovik P.A., Galakhina N.Y., Kravchenko I.Y. Current status of water bodies of Karelia as a result of natural, climatic and anthropogenic factors' impact. *Water Sector of Russia: Problems, Technologies, Management*. 2017, 3, 24–39 (In Russian).
36. Efremova L.V. Assessment of the atmospheric component of the external load on the Gulf of Finland. *Proceedings "Ecological problems of the North of the European territory of Russia"*, *Apatity*, 1996, 149–150 (In Russian).
37. Eilola K., Gustafsson B.G., Kuznetsov I., et al. Evaluation of biogeochemical cycles in an ensemble of three state-of-the-art numerical models of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*. 2011, 88, 267–284. doi:10.1016/j.jmarsys.2011.05.004

Об авторах

ИСАЕВ Алексей Владимирович, старший научный сотрудник, кандидат географических наук,
ORCID: 0000-0003-2005-4949, WoS ResearcherID: C-1370–2014, Scopus Author ID: 25641182000,
SPIN-код: 4059-6017, e-mail: isaev1975@gmail.com

РЯБЧЕНКО Владимир Алексеевич, главный научный сотрудник, доктор физико-математических наук,
ORCID: 0000-0003-3909-537X, WoS Researcher ID: R-3877–2016, Scopus Author ID: 7005479766,
SPIN-код: 2187-1380, e-mail: vla-ryabchenko@yandex.ru

КОНИК Александр Александрович, научный сотрудник, кандидат географических наук,
ORCID: 0000-0002-2089-158X, Scopus AuthorID: 57203864647, SPIN-код: 5839-1738,
e-mail: konikrshu@gmail.com

УДК 573.6:57.044+57.013

© Н. А. Березина^{1*}, Н. Н. Камардин², А. Н. Шаров², 2024

¹Зоологический институт Российской академии наук, 199034, Санкт-Петербург, Университетская набережная, д. 1

²Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН, 197110, Санкт-Петербург, Корпусная ул., д. 18

*nadezhda.berezina@zin.ru

БИОАККУМУЛЯЦИЯ КАДМИЯ И МЕДИ В РАЗНЫХ РАЙОНАХ ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА

Статья поступила в редакцию 15.12.2023, после доработки 14.05.2024, принята в печать 23.05.2024

Аннотация

Финский залив (с эстуарием р. Невы) расположен в северо-восточной части Балтийского моря и играет ключевую роль в формировании биоресурсов и качества природной среды всего Балтийского моря. Наряду с эвтрофированием его экосистема подвержена антропогенному загрязнению токсическими элементами, включая тяжелые металлы. В данной работе проведен анализ содержания кадмия и меди в донных осадках Финского залива и в тканях доминирующих видов донной макрофауны — грунтоядных полихет *Marenzelleria arctia* и хищных изопод *Saduria entomon*. Обнаружена значительная вариабельность в пространственном распределении этих элементов в обеих средах. Средние концентрации кадмия ($0,67 \pm 0,1$ мг/кг сухого вещества) в донных осадках были соответственно в 2 раза выше, а меди ($34,4 \pm 4,0$ мг/кг) в 1,5 раза ниже пороговых уровней, установленных для Балтийского моря. Обнаружено существенно большее содержание этих металлов в тканях изопод, чем полихет; на отдельных участках оно на порядок выше в изоподах, чем в полихетах. Фактор трофического переноса металлов в пищевой сети залива показал биоусиление, т. е. накопление металлов при переходе от грунтоядных (*M. arctia*) к хищным (*S. entomon*) потребителям, кадмия — в 3,7 раз и меди — в 8,7 раз. Таким образом, оба вида донных животных обладают высокой аккумуляционной активностью по отношению к кадмию и меди, что способствует активному транспорту обоих металлов из донных осадков в морскую биоту, и, в конечном итоге, переносу к высшим звеньям трофической сети (рыбам, птицам и млекопитающим).

Ключевые слова: загрязнение металлами, донные отложения, макробентос, фактор биоаккумуляции, фактор трофического переноса, биогеохимическая активность, *Marenzelleria arctia*, *Saduria entomon*

UDC 573.6:57.044+57.013

© N. A. Berezina^{1*}, N. N. Kamardin², A. N. Sharov², 2024

¹Zoological Institute of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, 199034, Universitetskaya Nab., 1

²St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, St. Petersburg 197110, Korpusnaya Str., 18

*nadezhda.berezina@zin.ru

BIOACCUMULATION OF CADMIUM AND COPPER IN DIFFERENT AREAS OF THE EASTERN PART OF THE GULF OF FINLAND

Received 15.12.2023, Revised 14.05.2024, Accepted 23.05.2024

Abstract

The Gulf of Finland (with the estuary of the Neva River) is located in the northeastern part of the Baltic Sea and plays a key role in the formation of biological resources and the quality of the natural environment of the entire Baltic Sea. Along with eutrophication, its ecosystem is subject to anthropogenic pollution with toxic elements, including heavy metals. In this work, we analyzed the content of cadmium and copper in bottom sediments of the Gulf of Finland and in the tissues of the dominant species of benthic macrofauna — the deposit-feeder polychaete *Marenzelleria arctia* and the predatory isopod *Saduria entomon*. Significant variability was found in the spatial distribution of these elements in both environments. The average concentrations of

Ссылка для цитирования: Березина Н.А., Камардин Н.Н., Шаров А.Н. Биоаккумуляция кадмия и меди в разных районах восточной части Финского залива // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2024. Т. 17, № 2. С. 66–80. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-6

For citation: Berezina N.A., Kamardin N.N., Sharov A.N. Bioaccumulation of Cadmium and Copper in Different Areas of The Eastern Part of The Gulf of Finland. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2024, 17, 2, 66–80. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-6

cadmium (0.67 ± 0.1 mg/kg of dry matter) in bottom sediments were correspondingly two times higher, and copper (34.4 ± 4.0 mg/kg) 1.5 times lower than the threshold levels established for the Baltic Sea. A significantly higher content of these metals was found in the tissues of isopods than polychaetes; in some locations it is an order of magnitude higher in isopods than in polychaetes. The factor of trophic transfer of metals in the Gulf food web showed biomagnification, i. e. accumulation of metals during the transition from low-level consumers (*M. arctica*) to predatory consumers (*S. entomon*), cadmium by 3.7 times and copper by 8.7 times. Thus, both species of benthic animals have high accumulative activity in relation to cadmium and copper, which contributes to the active transport of both metals from bottom sediments to marine biota, and, ultimately, transfer to the higher levels of the food web (fish, birds and mammals).

Keywords: metal pollution, bottom sediments, macrobenthos, bioaccumulation factor, trophic transfer factor, biogeochemical activity, *Marenzelleria arctica*, *Saduria entomon*

1. Введение

Финский залив (включая эстуарием р. Невы) расположен в северо-восточной части Балтийского моря и играет ключевую роль в формировании биоресурсов и качества природной среды всего Балтийского моря. Представители донной фауны, полихеты *Marenzelleria arctica* и изоподы *Saduria entomon*, являются массовыми обитателями глубин в восточной части Финского залива [1, 2]. Ранее было показано, что эти организмы способны оказывать значительное влияние на геохимические процессы в донных осадках за счет биотурбации (вспахивания поверхностных слоев грунта путем выкапывания нор и туннелей), поглощения донных отложений и выделения путем экскреции растворенных биогенных элементов [3–6]. В частности, выявлено, что эти животные активно влияют на выделение фосфора из донных осадков, переводя его в доступные для продуцентов формы и поддерживая интенсивное развитие («цветение») азотфиксирующих цианобактерий в летний период [6], одного из неблагоприятных проявлений эвтрофирования экосистемы Балтийского моря [7]. Это происходит благодаря биогеохимически взаимосвязанным процессам внутри экосистемы, влияющими на потоки азота и фосфора, так называемому «порочному» кругу эвтрофирования [8, 9]. Наряду с эвтрофированием вод, проблема загрязнения токсическими элементами, в том числе металлами, актуальна для моря в целом и Финского залива [2, 10–12]. Акватория залива используется для судоходства, на ней расположены порты, на водосборе действуют промышленные предприятия.

Металлы привносятся в море со стоком рек, атмосферными осадками и в составе континентальной пыли с суши и, отчасти, с морскими аэрозолями [13, 14]. Кадмий — это высокотоксичный для водных организмов металл, накопление которого даже при низких концентрациях в водной экосистеме считается одной из самых серьезных экологических проблем во всем мире [15, 16]. Большой вклад в загрязнение водоемов этим металлом вносят фосфорные удобрения, которым сопутствует кадмий [17]. Медь является полезным микроэлементом, физиологически необходимым морским организмам для обеспечения ферментативной активности внутренних процессов. По крайней мере, 12 основных белков живых организмов требуют меди как неотъемлемой части своей структуры. Она необходима для связывания железа при образовании гемоглобина, а у большинства ракообразных и моллюсков медьсодержащий гемоцианин является основным белком крови, переносящим кислород. Однако при избытке в организме медь становится одним из самых токсичных тяжелых металлов [18]. Избыточное содержание меди в водной среде вредно для водных организмов, поскольку ведет к изменению активности ферментов и реакций переноса электронов и нарушению проницаемости мембран. Одной из причин избыточного накопления соединений меди в Финском заливе было использование ее соединений в контрастных красках для корпусов судов и лодок. Сброс сточных вод в прошлом также мог стать одной из источников загрязнения кадмием и медью донных осадков, и дальнейшего поступления этих металлов через детритоядных животных в пищевые сети экосистемы залива.

Вследствие своей химической природы, кадмий и медь, содержатся в водной среде в виде ассоциатов с коллоидными частицами и комплексов с органическими и неорганическими лигандами. В такой форме они биодоступны для гидробионтов, активно аккумулируются ими и участвуют в их метаболизме [19]. Кадмий и медь поступают в организм бентосных животных с пищевыми частицами из донных осадков, а с повышением трофической позиции организмов в пищевой сети (например, у хищников первого и второго порядка) как правило происходит заметное повышение содержания в теле этих металлов за счет биомагнификации [20]. Хотя мониторинг металлов в воде и донных отложениях проводится на ежегодной основе для Финского залива, но данных о бионакоплении разными группами водных беспозвоночных очень мало. Немногочисленные сведения об уровнях содержания этих металлов в донной фауне Финского залива в основном касаются животных и растений из зоны литорали [21–23]. Несколько работ известно

из других районов Балтийского моря [24, 25]. Было выяснено, что показатели биогеохимической активности донных животных могут быть очень изменчивы в зависимости от условий внешней среды [26]. Базовые уровни содержания металлов в морских организмах, что особенно важно для таких эссенциальных металлов, как медь, могут быть различны между таксономическими группами морской фауны. Так, содержание меди в тканях креветок всегда было ниже, чем в крабах [27]. Накопленные концентрации меди в тканях ракообразных (Amphipoda) были выше, чем у кольчатых червей (Hirudinea и Oligochaeta), а концентрации кадмия — наоборот ниже [21].

Для оценки экологического состояния Финского залива чрезвычайно важно получить данные о биогеохимической активности массовых донных животных по отношению к меди и кадмию, а также оценить участие этих животных в потоке этих элементов, в частности, путем накопления и транспозиции на последующие трофические уровни. В связи с этим, задачи настоящего исследования включали: 1) анализ уровней аккумуляции металлов двумя массовыми представителями донной фауны, грунтоядной полихеты *M. arctia* и хищной изоподы *S. entomon* в разных районах Финского залива, и 2) определение возможного трофического переноса этих веществ в цепочке «донные отложения—полихеты—садурии». Выбор этих видов был обоснован их высоким уровнем развития и доминированием в настоящее время в донных сообществах глубоководной зоны восточной части залива [1]. Полихеты *M. arctia* являются недавними вселенцами в Балтийское море из Арктики, они появились в Финском заливе в первой декаде 2000-х годов и к настоящему времени распространились практически повсеместно. Аборигенный вид ракообразных, *S. entomon*, также относится к массовым представителям морского бентоса, но его распространение не так широко, как полихет, поскольку он чувствителен к ухудшению кислородного режима у дна и низкой солености воды [2].

2. Материалы и методы

Район исследования находится восточнее острова Гогланд, традиционно именуется «восточной частью Финского залива» (ВЧФЗ) и занимает площадь 12500 км². Большое влияние на ВЧФЗ оказывает впадающая река Нева (рис. 1), формируя здесь один из крупнейших эстуариев Балтийского моря, с градиентом солености воды от 0,07 до 8,5 ‰. Измерение физических показателей и сборы донных осадков и макрозообентоса проводили на 12 станциях (рис. 1) в ходе научного рейса 27–30 июля 2021 г. на НИС Росприроднадзора.

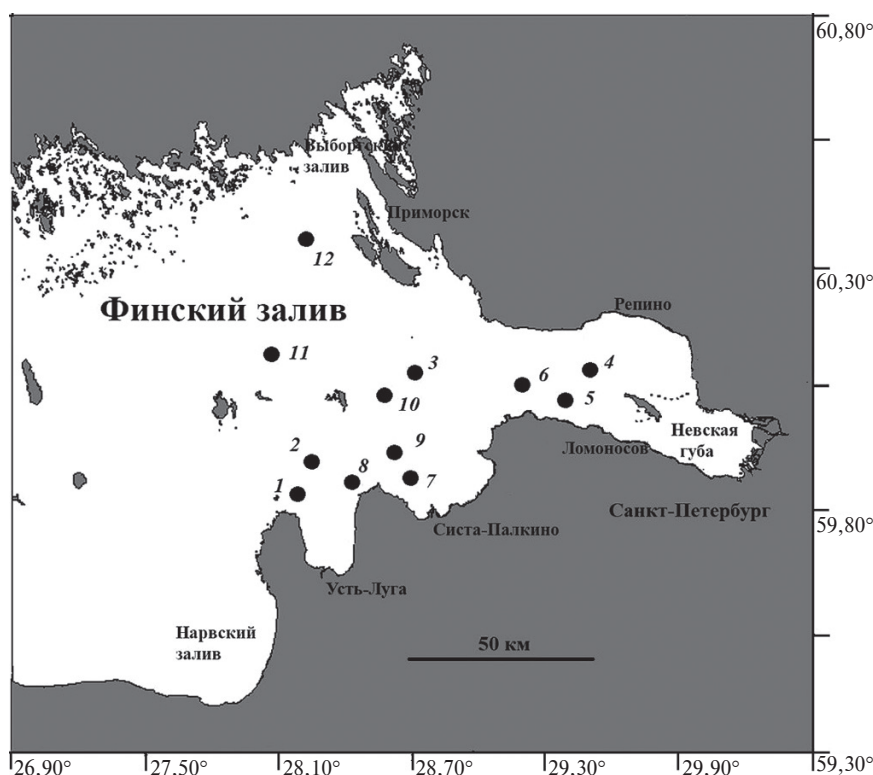


Рис. 1. Карта-схема Финского залива с расположением станций отбора проб

Fig. 1. Schematic map of the Gulf of Finland with location of sampling sites

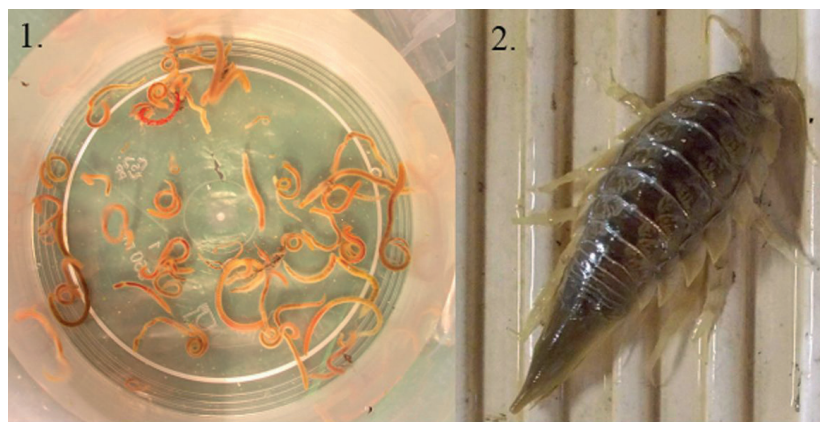


Рис. 2. Внешний вид изученных морских организмов из Финского залива (Фото Н.А. Березина). 1. *Marenzelleria arctica* (длина тела 12–24 мм), 2. *Saduria entomon* (28–46 мм)

Fig. 2. View of studied marine organisms from the Gulf of Finland (Photo by N.A. Berezina). 1. *Marenzelleria arctica* (body length 12–24 mm), 2. *Saduria entomon* (28–46 mm)

Соленость и температуру воды измеряли с помощью океанологического зонда CTD SBE19plus V2 с пробоотборной системой карусельного типа SBE32SC (Sea-Bird Scientific, США). Содержание кислорода в пробах придонной воды определяли в судовой лаборатории методом Винклера [28] немедленно после отбора проб. Грунт отбирали дночерпателем Ван-Вина (0,1 м²). Отложения из верхнего 3–5 см слоя донных осадков (бурые и серые илы) были взяты для анализа металлов, эти пробы хранили при температуре 4 °С до анализа не более 5 суток. Из грунта извлекали полихет *M. arctica* и изопод *S. entomon* (рис. 2), отмывали их от ила и детрита, выдерживали некоторое время в чистой воде, затем замораживали и хранили до анализа металлов при температуре –20 °С.

Концентрацию металлов в пробах грунта анализировали методом оптической эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой (ИСП-ОЭС) на спектрометре серии iCAP6300 в аккредитованной лаборатории ЭКОЛАБ (г. Санкт-Петербург) по общепринятой методике ПНД Ф 16.1:2.3:3.11–98 (<https://gostassistant.ru/doc/9bd16e4c-c89d-4e7a-8e7f-e8742504cf85>, доступ на 12 декабря 2023 г.). Перед измерением образцы ила сушили в печи при 30 °С и просеивали через пластиковое сито с диаметром пор 1 мм. Полученную фракцию измельчали в агатовой ступке и расщепляли в смеси сверхчистых кислот HCl: HF: HNO₃ (1:1:1) в микроволновой печи Mars 5 (СЕМ, США). Продукты разложения анализировали согласно ISO 3696. Точность измерений (<5 % извлечения) контролировали с помощью сертифицированного стандарта (Ил терригенный фоновый, CRM 5365–90). Содержание органического углерода в донных определяли методом колориметрического титрования на анализаторе АН-7529М, предел 0.03–9.99 %.

Содержание металлов в тканях животных определяли в лаборатории Ресурсного центра «Обсерватории экологической безопасности» Санкт-Петербургского университета на атомно-абсорбционном спектрофотометре AA-7000 (SHIMADZU, Япония), оснащенном термоатомизатором и микродозатором проб. При калибровке растворов использовали сертифицированные стандартные образцы производства «MERCK» (1000 мг/л Cd и Cu в 2 % азотной кислоте согласно ISO/IEC17025 и ISO 17034). Перед измерением ткани животных обсушивали на воздухе при комнатной температуре, используя фильтровальную бумагу, и взвешивали на аналитических весах PA214C «OHAUS Pioneer» (Китай) с точностью до 0.1 мг. Брали 3–4 экз. полихет и мягкие ткани от 1–2 экз. изопод для одного измерения (≈0.5 г). Для каждой станции проводили 6 повторных измерений. Определения металлов в тканях проводили согласно ГОСТу 30178–96 (<https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4294825/4294825120.pdf>, доступ 12 декабря 2023 г.) методом кислотной минерализации с HNO₃. Точность определения содержания металла в тканях контролировали путем сравнительного анализа со стандартными образцами (мышечная ткань окуня, ГСО 9055–2008). Определенные величины содержания металлов в тканях (мкг/г влажного вещества, в. в.) пересчитывали в единицы на массу сухого вещества (с. в.), допуская, что сухая масса составляет 20 % сырой массы животных [29].

Коэффициент биоаккумуляции (BAF) рассчитывали, как отношение средней концентрации металла в организме (Co, мг/кг с. в.) и его средней концентрации в донных отложениях (Cs, мг/кг с. в.) по формуле: $BAF = Co / Cs$ [30]. Для подсчета концентрации металлов в донных отложениях пересчитывали к 5 %-му уровню органического углерода.

Фактор трофического переноса (ТТФ) считали только для тех станций, на которых удалось собрать вместе садурий и полихет. ТТФ рассчитывали, как отношение концентрации металла в хищнике (в данном случае в садурии, Co2) к его концентрации в жертве (полихетах, Co1): $TTF = Co2 / Co1$.

Рассчитывали средние арифметические значения переменных (X), стандартные отклонения (SD) и стандартную ошибку (SE) средних. Для сравнения выборок между собой применяли Н-критерий Краскела-Уоллиса с попарным сравнением величин по тесту Манна-Уитни (U тест). Статистически значимыми (достоверными) считали различия при $p < 0.05$. Анализировали корреляции по коэффициенту Спирмена (Ks) между содержанием металлов в среде и организмах и параметрами среды и проводили регрессионный анализ (R - коэффициент регрессии) связанности концентрации металлов в среде обитания и фактора биоаккумуляции металлов полихетами и садуриями. При обработке данных использовали статистические пакеты Past 3.17 и Statistica 10.0.

3. Результаты

В табл. 1 приведены данные по солености, температуре и содержанию кислорода в придонном слое воды и уровни содержания металлов в донных отложениях на изученных станциях Финского залива. Концентрации кадмия в донных отложениях варьировали от 0.08 до 1.4 мг/кг сухого вещества (с. в.), наибольшие количества отмечены на Ст. 11, а наименьшие — на Ст. 12 (табл. 1). Средние концентрации кадмия составляли 0.67 ± 0.1 мг/кг с. в. Содержание меди варьировало от 0.5 до 51 мг/кг с. в., в среднем составляя 34.4 ± 4 мг/кг с. в. На глубоководных участках во внутренней (Ст. 6) и внешней части эстуария р. Невы (Ст. 11) концентрации меди повышены, >50 мг/кг с. в. (табл. 1). Полученные концентрации кадмия в донных отложениях на статистически значимом уровне положительно коррелировали с концентрацией органического углерода в донных отложениях ($Ks = 0.97$, $p < 0.05$), соленостью воды ($Ks = 0.80$, $p < 0.05$) и глубиной ($Ks = 0.87$, $p < 0.05$).

Данные о содержании металлов в тканях полихет и изопод представлены в табл. 2.

Наибольшей аккумуляцией характеризовались полихеты со Ст. 2 и Ст. 8. Уровни содержания металлов в тканях полихет не были связаны с измеренными абиотическими показателями ($p > 0.05$), а для садурий обнаружена положительная связь содержания кадмия с соленостью воды ($Ks = 0.90$, $p < 0.05$) и меди — с глубиной (0.90 , $p < 0.05$). Содержание металлов было выше в тканях садурий, чем полихет (Критерий Краскела-Уоллиса, $H = 8.69$, $p = 0.003$), что особо заметно для обитателей со Ст. 8, 10 и 11 (U-test, $p < 0.05$). Межвидовые различия в содержании металлов у животных со Ст. 2 статистически недостоверны ($p > 0.05$).

Таблица 1

Table 1

Координаты, глубины, соленость и содержание кислорода в поверхностной и придонной воде, содержание металлов (мг/кг с. в.): кадмия, меди и органического углерода в донных осадках на станциях отбора проб. Виды: *Marenzelleria arctica* (M.a.) и *Saduria entomon* (S.e.)

Coordinates, depths, salinity and oxygen content in surface and bottom water (surface — bottom), content of metals (mg/kg dry weight, d. w.): cadmium, copper and organic carbon in bottom sediments at sampling stations. Species: *Marenzelleria arctica* (M.a.) and *Saduria entomon* (S.e.)

N	Код	с.ш.; в. д.	H, м	S, г/л	O ₂ , мг/л пов. — дно	C _{орг} %	Cd	±SE	Cu	±SE	Вид
1	1L	59.836; 28.177	27	3,4	7,5–2,5	5,6	1,0	±0,1	30,0	±0,7	S.e.
2	2L	59.907; 28.179	33	3,3	7,3–1,5	5,5	0,7	±0,0	24,0	±0,5	S.e., M.a.
3	2U	60.067; 28.716	35	4,0	7,6–2,9	4,3	0,9	±0,2	36,4	±0,3	S.e.
4	2F	60.083; 29.50	20	0,6	8,5–3,4	2,6	0,5	±0,0	32,0	±0,2	S.e.
5	3F	60.030; 29.380	23	0,6	8,4–3,8	5,0	0,3	±0,0	0,3	±0,0	S.e.
6	4F	60.058; 29.193	27	1,8	8,2–3,0	5,0	0,7	±0,1	51,0	±0,6	S.e.
7	6K	59.867; 28.700	25	3,3	7,5–3,5	4,6	0,6	±0,0	48,2	±0,2	S.e.
8	6L	59.833; 28.435	27	3,2	7,5–2,6	5,0	0,4	±0,0	31,0	±0,3	S.e., M.a.
9	8F	59.90; 28.617	28	3,3	7,6–4,7	5,3	0,6	±0,0	38,0	±0,4	M.a.
10	9F	60.033; 28.583	35	3,9	7,4–2,5	5,9	1,0	±0,1	42,1	±0,4	S.e., M.a.
11	17F	60.115; 28.067	52	3,7	7,3–3,4	7,0	1,4	±0,2	50,0	±0,5	S.e., M.a.
12	20F	60.333; 28.00	50	4,6	8,1–5,0	1,7	0,1	±0,0	31,0	±0,4	S.e.

Таблица 2

Table 2

Средние величины (X1 в мкг/г в. в., и X2 в мкг/г с. в.) концентраций металлов в тканях тела полихет и изопод, и фактор биоаккумуляции (BAF) на изученных станциях в Финского залива.

SE — стандартная ошибка средней для измеренных переменных

Average values (X1 in $\mu\text{g/g w. w.}$, and X2 in $\mu\text{g/g d. w.}$) of metal concentrations in the body tissues of polychaetes and isopods, and the bioaccumulation factor (BAF) at the studied stations in the Gulf of Finland.

SE is the standard error of the mean for the measured variables

Ст.	Cd			Cu		
	X1 $\pm$ SE	X2	BAF	X1 $\pm$ SE	X2	BAF
<i>Marenzelleria arctica</i>						
2	0,10 $\pm$ 0,03	0,32	0,78	2,45 $\pm$ 0,47	5,13	0,56
3	0,08 $\pm$ 0,01	0,40	0,37	0,86 $\pm$ 0,08	4,25	0,10
4	0,15 $\pm$ 0,02	0,76	0,79	1,55 $\pm$ 0,40	7,75	0,13
5	0,12 $\pm$ 0,01	0,60	2,40	0,07 $\pm$ 0,01	0,36	1,11
6	0,02 $\pm$ 0,01	0,09	0,14	0,53 $\pm$ 0,11	2,65	0,05
7	0,05 $\pm$ 0,01	0,26	0,39	1,32 $\pm$ 0,31	6,60	0,13
8	0,03 $\pm$ 0,01	0,16	0,49	2,81 $\pm$ 0,30	14,05	0,45
9	0,01 $\pm$ 0,00	0,05	0,09	0,27 $\pm$ 0,10	1,36	0,04
10	0,13 $\pm$ 0,03	0,64	0,75	0,16 $\pm$ 0,53	0,79	0,02
11	0,02 $\pm$ 0,01	0,08	0,08	0,26 $\pm$ 0,13	1,32	0,04
<i>Saduria entomon</i>						
1	0,06 $\pm$ 0,01	0,30	0,36	1,03 $\pm$ 0,34	5,15	0,19
2	0,07 $\pm$ 0,01	0,34	0,53	2,60 $\pm$ 0,15	13,00	0,60
8	0,10 $\pm$ 0,03	0,17	1,43	3,25 $\pm$ 0,40	16,25	0,52
10	0,21 $\pm$ 0,04	1,06	1,25	1,81 $\pm$ 0,27	9,05	0,25
11	0,16 $\pm$ 0,02	0,79	0,79	5,50 $\pm$ 1,04	27,52	0,77
12	0,43 $\pm$ 0,09	2,13	9,05	2,50 $\pm$ 0,74	12,53	0,25

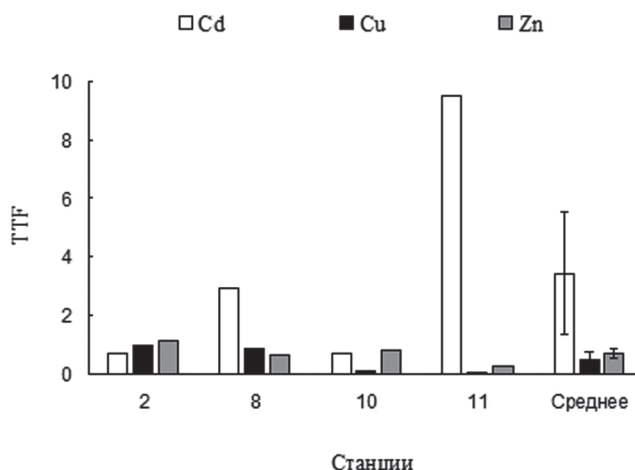
Фактор биоаккумуляции (BAF) был определен исходя из концентраций кадмия и меди в донных осадках (табл. 1) и в тканях животных (табл. 2). Величины BAF обоих металлов для полихет были <1 на многих участках, а >1 только на Ст. 5. Для садурий величины BAF (Cd) были >1 на четырех участках Ст. 5, 8, 10 и 12 (1,3–9,1, табл. 2).

Обнаружена тенденция обратной пропорциональной зависимости величин BAF (Cd) от содержания металла в донных осадках: для полихет $R = -0,54$, $p = 0,019$; для садурий $R = -0,72$, $p = 0,047$). Для уровня аккумуляции меди такая тенденция связи величин BAF (Cu) с содержанием металла в донных осадках обнаружена для полихет ($R = -0,91$, $p < 0,001$), а для садурий эта связь не подтвердилась ($R = 0,32$, $p = 0,540$).

Уровень накопления металлов на отдельных станциях (Ст. 8, 10 и 11), где оба вида животных обитали вместе, был выше в тканях садурий, чем полихет, свидетельствуя о увеличении содержания металлов в потребителях более высокой позиции в трофической сети (т. е. в садуриях). Особенно сильно этот эффект биомагнификации проявлялся на Ст. 10 и 11 (рис. 3). По средним величинам TTF показывал биоусиление в 3,7 раз для кадмия и в 8,7 раз для меди (рис. 3). На Ст. 2 величины TTF были <1 (0,67) для кадмия и близки к 1 для меди.

Рис. 3. Фактор трофического переноса (TTF) для металлов Cd, Cu и Zn и его средние значения $\pm$ стандартная ошибка на станциях совместного обитания полихет *Marenzelleria arctica* и изопод *Saduria entomon*

Fig. 3. Trophic transfer factor (TTF) for the metals Cd, Cu and Zn and its average values $\pm$ standard error at stations where the polychaete *Marenzelleria arctica* and the isopod *Saduria entomon* cohabitate



4. Обсуждение

Среднее содержание кадмия и меди в земной коре достигает 0.15 и 60 мг/кг (CRC Handbook 2016), а фоновыми для донных осадков Балтийского моря принято считать концентрации: Cd = 0,3 и Cu = 45 мг/кг с. в. [30]. В 1990-х и начале 2000-х гг. распределение металлов в акватории Финского залива было хорошо изучено благодаря исследованиям Валлиус и Леивуори [31, 32]. В районе устьев рек Нарва (на границе Эстонии с Россией), Муастайоги и Вазалемма тогда определялись повышенные уровни содержания меди в воде — 10–12 мкг/л [31]. Более поздние исследования [12, 21, 23] показали, что в самой восточной части Финского залива (эстуарии р. Невы) тоже есть районы, в которых концентрации кадмия и меди в воде и донных осадках выше допустимых уровней. Например, максимальные уровни меди в донных отложениях достигали на отдельных участках 51 мг/кг с. в. [12]. По данным на 31 станции акватории Финского залива в 2019–2020 гг., содержание кадмия в донных осадках варьировало от 0.1 до 3,4 мг/кг с. в. [22].

Средние концентрации меди (34,4 мг/кг с. в.) в донных осадках на изученной акватории Финского залива (осредненные для всех 12 станций) в изученном 2021 г. были в 1,5 раза ниже фоновых величин, в то время как для кадмия (0,67 мг/кг с. в.) — в 2 раза выше фоновых величин [30]. При этом, содержание металлов в донных отложениях Финского залива варьировало существенно между станциями (районами) залива. Донные отложения на центральных станциях залива можно отнести к наиболее загрязненным, особенно это касается районов вблизи Ст. 11 (Cd = 1.4 мг/кг с. в., Cu = 50 мг/кг с. в.) и Ст. 6 (Cu = 51 мг/кг с. в.). Качество донных осадков в этих районах лежит в пределах 3-го класса загрязненности, показывая умеренное загрязнение, то есть концентрации кадмия попадают в диапазон от 0,5 до 1,2 мг/кг с. в., а меди — 30–60 мг/кг с. в. [31].

Биогеохимическая активность того или иного вида биоты выражает общую способность вида к концентрации им микроэлементов. Этот показатель является интегральной характеристикой, позволяющей количественно оценить способность водных животных к накоплению микроэлементов. Для Балтийского моря фоновые значения в тканях биоты до сих пор не установлены. Согласно предельно допустимым концентрациям в нерыбном сырье по Российским нормам СанПиН [33] допускается содержание меди до 30 мкг/г в. в. и кадмия до 2 мкг/г в. в. Полученные величины аккумуляции меди и кадмия полихетами и ракообразными в Финском заливе были ниже этих допустимых концентраций СанПиН. В табл. 3 приведены уровни содержания изученных металлов в теле полихет и ракообразных и литературные данные для разных представителей внутри этих таксономических групп [24, 25, 34–40]. Обнаруженные диапазоны величин меди и кадмия для тестируемых видов в целом хорошо соотносятся с литературными данными из других регионов. Однако необходимы дальнейшие исследования в этом направлении, поскольку эти уровни накопления обоих металлов различны между видами организмов (даже в рамках одной группы) и могут быть также изменчивы в разных средовых условиях.

Уровни накопления металлов не являются постоянными. На аккумуляцию металлов влияет фоновая концентрация элемента в водной среде и уровень антропогенной нагрузки. Сопутствующие факторы, такие как pH, концентрации солей и гумусовых кислот в воде могут влиять на проникающую способность металлов в организм [16]. Также, уровни накопления зависят и от кинетики поглощения и выделения металла [30] и от скорости его метаболизма организма [41]. Механизмы включают активную регуляцию потока ионов металла [42, 43], влияние естественных фоновых концентраций [26] и кинетику насыщения при очень высокой концентрации в среде [44].

Известно, что уровни меди в тканях регулируются организмами [45]. Показано, что содержание меди в тканях пиявок (относящихся к той же группе аннелид, как и полихеты) соответствовало фоновым уровням в среде обитания [46]. Факторы накопления меди сильно различаются между разными организмами, что определяется различиями в чувствительности к загрязнению медью, условиями среды (температурой, солевым составом воды) и биодоступностью меди для того или иного водного организма. В работе [46] показано, что увеличение меди во внешней среде приводило к увеличению ее концентрации в тканях беспозвоночных. Например, это было выражено у полихет (*Nereis diversicolor*) и ракообразных (*Gammarus zaddachi*) в течение 96 ч [46]. Некоторые авторы [47], которые подвергали креветок (*Palaemon elegans*) и амфипод (*Echinogammarus pirloti*) экспериментальному воздействию меди в течение 28 дней показали, что уровни меди во всем организме (129,3 мкг/г с. в.) регулируются у креветок при воздействии ≤ 100 мкг/л меди, а при более высоких уровнях воздействия происходит пропорциональное накопление меди. У амфипод накопление меди происходило при всех уровнях содержания меди (30–3000 мкг/л) без видимой регуляции ее уровня в организме [46].

В отличие от меди, уровни кадмия не регулируются организмом, он не выводится, а только накапливается в тканях беспозвоночных [48]. При этом, метаболизм кадмия тесно связан с эссенциальными элемен-

Таблица 3

Table 3

Содержание тяжелых металлов в тканях полихет и ракообразных (целое тело) из морей разных регионов.
Данные приводятся мкг/г сухого вещества как минимальные-максимальные и/или средние величины
± стандартная ошибка

Content of heavy metals in the tissues of polychaetes and crustaceans (whole body) from seas of different regions.
Data are given µg/g dry weight as minimum-maximum and/or mean ± standard error

Вид	Район	Cd	Cu	Источник
Полихеты	Японское море, Золотой Рог	1,5±0,1	7,0±1,5	[33]
<i>Capitella capitata</i>				
<i>Dorvillea japonica</i>		2,5±0,2	17,5±0,4	
<i>Capitella capitata</i>	Черное море, Синоп	<0,1	1,1–1,5	[34]
<i>Hediste diversicolor</i>	Эгейское море, Измир	0,3	19,9	[35]
<i>Galeolaria caespitosa</i>	Тасманово море, Австралия	8,2±1,1	9,7±4,9	[36]
<i>Marenzelleria arctica</i>	Балтийское море Эстуарий р. Нева	<0,1–0,8 0,4 ±0,1	0,4–14,0 5,1±1,4	Наши данные
<i>Nephtys longisetosa</i>				[37]
Ракообразные	Балтийское море	0,2	55,0–59,0	[25]
<i>Saduria entomon</i>	Тварминне			[24]
	Гданьский залив	0,9–1,1	50,0–120,0	
	Южная часть	0,5–1,2	70,0–120,0	Наши данные
	Эстуарий р. Нева	0,3–2,1 0,9±0,2	5,0–28,0 15,6±2,4	
<i>Saduria entomon</i>	Эстуарий р. Енисей	0,2±0,0	101,0±32,0	[37]
<i>Saduria sabini</i>		0,1–1,1	2,0–56,9	
<i>Saduria sibirica</i>		0,2–1,3	2,4–73,1	
<i>Paralithodes camtschaticus</i> (клешни)	Японское море	<0,1–0,5 0,1	10,0–29,0 17,3	[38]
<i>Semibalanus balanoides</i>	Белое море Кандалякшский залив	4,4	0,5	[39]
<i>Pagurus pubescens</i>		<0,1	24,0	

тами (как медь), он способен замещать последних во многих жизненно важных ферментатических реакциях, приводя к острому токсическому действию [16, 49, 50]. Выявленные концентрации кадмия в тканях пиявок значительно превышали фоновые значения в среде обитания, свидетельствуя о высокой кумулятивной активности по отношению к кадмию [46]. Таким образом, уровни содержания металлов в окружающей среде могут определять их накопление в организмах [42, 51–53].

Нами и другими авторами показано, что концентрации металлов в донных отложениях коррелировали позитивно с уровнем органического углерода [52, 54] и соленостью воды [55]. Эти факторы в свою очередь были сопряжены с глубиной. Связь аккумуляции кадмия с его содержанием в среде обитания, по-видимому, наиболее четко будет прослеживаться для животных с мягкими покровами, как полихеты. Микроэлементы поглощаются такими животными путем пассивного прохождения через ткани, включая проникновение ионов металлов через липидный слой, транспортом в межклеточном пространстве и эндоцитозом [16, 44]. Для животных с твердыми покровами (панцирями, как у садурий), проникновение микроэлементов осуществляется через жабры (органы дыхания) или с пищей. Установлено, что на проникновение ионов металлов в клетки жабр влияет соленость [55]; уровень их биоаккумуляции может быть обратно пропорционален сродству элемента к поверхностному связыванию [56].

Величины аккумуляции кадмия и меди у полихет и кадмия у садурий были связаны обратной зависимостью с концентрацией металлов в донных осадках. Ранее такие же закономерности изменения величин BAF выявлялись в экспериментах с разной концентрацией воздействия металлов [30]. «Высокий» BAF, наблюдаемый для кадмия, может быть обусловлен не только его концентрацией в природе, но и комплексом других факторов, влияющих на поток металла. Высокие величины концентраций металлов в тканях садурий, собранных на Ст. 12, при их низком содержании в донных отложениях свидетельствуют об эффекте накопления, связанном с особыми механизмами поглощения металла этим всеядным хищничающим видом, и отчасти с эффектом биомагнификации. Садурии относятся к активно плавающим ракообразным, таким образом способны аккумулировать металлы с пищей, собранной на разных участках дна. При дальнейшем накоплении данных, по-видимому, этот вопрос следует рассмотреть более подробно.

Полихеты *M. arctia* относятся к селективным детритофагам-собираателям, предпочитая потреблять донные осадки (пелитовый ил), микроводоросли, мертвую животную пищу [57]. По типу питания садурия (*S. entomon*) является всеядным потребителем, действуя как хищник и падальщик [58]. Между *M. arctia* и *S. entomon* существуют тесные пищевые связи, по позиции в трофической сети эти полихеты стоят ниже садурий [59]. Фактор трофического переноса позволил нам оценить возможности аккумуляции металлов в донной пищевой цепи, показав в зависимости от условий местообитания, как биомагнификацию ($TTF > 1$), так и биоразбавление ($TTF < 1$). Большее накопление металлов в тканях садурий, чем в полихетах отражает динамику нарастающего эффекта биоаккумуляции металлов в трофической цепи. Известны и другие примеры связанности концентрации металлов между хищником и жертвой [26, 30, 43]. Например, содержание металлов в печени четырёхрогого бычка, питающегося садурией, коррелировали с содержанием металлов в тканях жертвы [26]. Таким образом, высоким потенциалом для применения в биомониторинге токсичных металлов в Финском заливе обладает садурия (*S. entomon*). Представители рода *Saduria* из донной фауны эстуария р. Енисей также были охарактеризованы как индикаторы с высоким уровнем бионакопления металлов [41].

Несмотря на сложные механизмы поглощения и зависимость от условий среды, фактор биоаккумуляции металлов является важным показателем при оценке загрязненности морской среды. Отсутствие определенных пороговых значений «хорошего статуса среды» и региональных фоновых значений для содержания металлов в биоте не позволили нам в полной мере выяснить степень загрязненности акватории Финского залива. Вместе с тем, по всем примененным показателям донных осадков и биоты выделяются как «загрязненные» одни и те же участки залива, расположенные в центральной глубоководном районе, зоне наибольшей седиментации и аккумуляции органического вещества. Величины бионакопления металлов могут стать одним из параметров скрининга морской среды, поскольку дают кумулятивную информацию о состоянии воды, донных осадков и биоты, показывая количество активных биодоступных форм металлов в среде, которые могут переноситься и трансформироваться внутри водной экосистемы.

5. Заключение

Биоаккумуляция металлов является многофакторным процессом, на который влияют как абиотические факторы (уровень в среде обитания), так и характеристики биоты (трофический уровень, тип питания, стадия онтогенеза, видовая специфика). Наибольшие уровни накопления кадмия и меди определены в тканях донных животных, собранных в центральной части Финского залива, удаленных от источников загрязнения металлами. Это связано не только с антропогенным фактором, но и с такими факторами среды, как большая соленость, пониженный уровень кислорода у дна и увеличенное содержание органического углерода в донных отложениях и уровнем метаболической активности в тех или иных условиях среды. Проведенное исследование выявило специфические особенности геохимической активности тестируемых видов, полихет (*M. arctia*) и ракообразных (*S. entomon*), при накоплении металлов. Уровни накопления кадмия и меди садуриями, стоящими на более высоком трофическом уровне в пищевой сети, чем полихеты, более информативны, поскольку учитывают динамику аккумуляции металлов в трофической сети и адекватно отражают наличие загрязнения металлами в заливе.

Благодарности

Авторы благодарны Ю.И. Губелит, А.А. Максимова, А.А. Морозову, В.В. Юрченко за помощь при сборе проб и первичной подготовке биоматериала, и сотрудникам Ресурсного центра «Обсерватории экологической безопасности» Санкт-Петербургского университета за предоставление приборной базы и материально-техническое обеспечение.

Acknowledgements

The authors are grateful to Yu.I. Gubelit, A.A. Maksimov, A.A. Morozov, V.V. Yurchenko for assistance in collecting samples and the initial preparation of biomaterial and to the staff of the Resource Center «Observatory of Environmental Safety» of St. Petersburg University for providing instrumentation and logistical support.

Финансирование

Работа выполнена по госзаданию Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (№ 122031100274-7 и 122041100085-8) и при частичной поддержке Программы приграничного сотрудничества Россия-Эстония, ER90 HAZLESS (2019–2021).

Фunding

The work was carried out under the state order of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation (No. 122031100274-7 and 122041100085-8) and with partial support from the Russia-Estonia Cross-Border Cooperation Program, ER90 HAZLESS (2019–2021).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Соблюдение этических норм

Все применимые международные, национальные и/или институциональные принципы работы с морскими организмами были соблюдены.

Литература

1. Максимов А.А. Многолетняя динамика и современное распределение сообщества макробентоса в восточной части Финского залива Балтийского моря // Биология моря. 2015. Т. 4, № 4. С. 269–278.
2. Березина Н.А., Губелин Ю.И., Максимов А.А. и др. Биологические эффекты опасных химических веществ в восточной части Финского залива в фокусе проекта HAZLESS // Окружающая среда Санкт-Петербурга. 2020. № 1 (15) С. 90–96.
3. Norkko J., Reed D.C., Timmermann K.A. et al. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species // Global Change Biology. 2012. Vol. 18, 2. 422. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02513.x
4. Zilius M., Bartoli M., Bresciani M. et al. Feedback mechanisms between cyanobacterial blooms, transient hypoxia, and benthic phosphorus regeneration in shallow coastal environments // Estuaries and Coasts. 2014. Vol. 37, N 3. 680. doi:10.1007/s12237-013-9717-x
5. Волощук Е.В., Максимов А.А. Оценка влияния биотурбационной активности полихет *Marenzelleria Arctica* на содержание веществ в донных отложениях восточной части Финского залива // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2017. Т. 10, № 2. С. 34–40.
6. Berezina N.A., Maximov A.A., Vladimirova O.M. Influence of benthic invertebrates on phosphorus flux at the sediment–water interface in the easternmost Baltic Sea // Marine Ecology Progress Series. 2019. Vol. 608. P. 33–43. doi:10.3354/meps12824
7. Murray C.J., Müller–Karulis B., Carstensen J. et al. Past, Present and Future Eutrophication Status of the Baltic Sea // Frontiers in Marine Science. 2019. Vol. 6, N 2. doi:10.3389/fmars.2019.00002
8. Vahtera E., Conley D.J., Gustafsson B.G. et al. Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogen–fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea // AMBIO: A Journal of the Human Environment. 2007. Vol. 36, N2 P. 186–194. doi:10.1579/0044-7447(2007)36[186: IEFENC]2.0.CO;2
9. Savchuk O.P. Large–Scale nutrient dynamics in the Baltic Sea, 1970–2016 // Frontiers in Marine Science. 2018. Vol. 5. doi:10.3389/fmars.2018.00095
10. Мосин О.В. Основные экологические проблемы Балтийского моря и пути их решения // Балтийский регион. 2011. № 1 (7). С. 41–53.
11. Zalewska T., Woron J., Danowska B., Suplińska M. Temporal changes in Hg, Pb, Cd and Zn environmental concentrations in the southern Baltic Sea sediments dated with 210Pb method // Oceanologia. 2015. Vol. 57, N 1. P. 32–43. doi:10.1016/j.oceano.2014.06.003
12. Kuprijanov I., Väli G., Sharov A. et al. Hazardous substances in the sediments and their pathways from potential sources in the eastern Gulf of Finland // Marine Pollution Bulletin. 2021. Vol. 170. 112642. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112642
13. Shevchenko V. The Influence of aerosols on the oceanic sedimentation and environmental conditions in the Arctic // Reports on Polar and Marine Research. 2003. Vol. 464. P. 1–149. doi:10.2312/BZPM_0464_2003
14. Remeikaitė–Nikienė N., Garnaga–Budrė G., Lujanienė G. et al. Distribution of metals and extent of contamination in sediments from the south–eastern Baltic Sea (Lithuanian zone) // Oceanologia. 2018. Vol. 60, N 2. P. 193–206. doi:10.1016/j.oceano.2017.11.001
15. Ogunola O.S. Physiological, immunological, genotoxic and histopathological biomarker responses of molluscs to heavy metal and water–quality parameter exposures: a critical review // Journal of Oceanography and Marine Research. 2017. Vol. 5, 158. doi:10.4172/2572-3103.1000158
16. Moiseenko T.I. Bioavailability and ecotoxicity of metals in aquatic systems: critical levels of pollution // Geochemistry International. 2019. Vol. 64, N 7. P. 675–688. doi:10.31857/S0016-7525647675-688

17. de Conto Cinier C., Petit–Ramel M., Faure R., Garin D. Cadmium bioaccumulation in carp (*Cyprino carpio*) tissues during longterm exposure: analysis by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry // *Ecotoxicology and Environment Safety*. 1997. Vol. 38. P. 137–143. doi:10.1006/eesa.1997.1569
18. Boudjema K., Badis A., Moulai–Mostefa N. Study of heavy metal bioaccumulation in *Mytilus galloprovincialis* (Lamark 1819) from heavy metal mixture using the CCF design // *Environmental Technology & Innovation*. 2022. Vol. 25. 102202. doi:10.1016/j.eti.2021.102202.
19. Заботкина Е.А., Лапирова Т.Б. Влияние тяжелых металлов на иммунофизиологический статус рыб // *Успехи современной биологии*. 2003. Т. 123, № 4. С. 401–408.
20. Чаплыгин В.А., Еришова Т.С., Зайцев В.Ф. Трансформация металлов в системе: грунт — пищевые цепи осетровых Каспийского моря // *Юг России: экология, развитие*. 2019. Т. 14, № 3. С. 138–143. doi:10.18470/1992-1098-2019-3-138-143.
21. Levit R.L., Shigaeva T.D., Kudryavtseva V.A. Heavy metals in macrozoobenthos and sediments of the coastal zone of the eastern Gulf of Finland // *Russian Journal of General Chemistry*. 2020. Vol. 90. P. 2700–2707. doi:10.1134/S1070363220130265
22. Sharov A.N., Berezina N.A., Kuprijanov I. et al. Cadmium in the Eastern Gulf of Finland: concentrations and effects on the mollusk *Limecola balthica* // *Geochemistry International*. 2022. Vol. 60. P. 702–710. doi:10.1134/S0016702922060076
23. Berezina N., Maximov A., Sharov A., Gubelit Y., Kholodkevich S. Environmental assessment with cage exposure in the Neva estuary, Baltic Sea: metal bioaccumulation and physiologic activity of bivalve molluscs // *Journal of Marine Science and Engineering*. 2023. Vol. 11, N 9. 1756. doi:10.3390/jmse11091756
24. Góral M., Szefer P., Ciesielski T., Warzocha J. Distribution and relationships of trace metals in the isopod *Saduria entomon* and adjacent bottom sediments in the southern Baltic // *Journal of Environmental Monitoring*. 2009. Vol. 11. P. 1875–1882. doi:10.1039/b900366e
25. Voigt H–R. Heavy metal concentrations in four–horn sculpin *Triglopsis quadricornis* (L.) (Pisces), its main food organism *Saduria entomon* L. (Crustacea), and in bottom sediments in the Archipelago Sea and the Gulf of Finland (Baltic Sea) // *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology*. 2007. Vol. 56. P. 224–238. doi:10.3176/eco.2007.3.05
26. Bonsignore M., Manta D.S., Mirto S. et al. Bioaccumulation of heavy metals in fish, crustaceans, molluscs and echinoderms from the Tuscany coast // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018. Vol. 162. P. 554–562. doi:10.1016/j.ecoenVol.2018.07.044
27. Erdem M., Turan H., Kaya Y. Mineral and trace element contents of warty crab (*Eriphia verrucosa*) and brown shrimp (*Crangon crangon*) // *Journal of Fisheries and Aquatic Science* 2015. Vol. 30, N 2. P. 26–31. doi:10.18864/iujfas.82582
28. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. American Public Health Association. Washington. 1992.
29. Jorhem L., Engman J., Sundström B., Thim A.M. Trace elements in crayfish: regional differences and changes induced by cooking // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 1994. Vol. 26. P. 137–142. doi:10.1007/BF0022479630.
30. DeForest D.K., Brix K.VOL., Adams W.J. Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration // *Aquatic Toxicology*. 2007. Vol. 84, N2. P. 236–246. doi:10.1016/j.aquatox.2007.02.022
31. Vallius H., Leivuori M. Classification of heavy metal contaminated sediments of the Gulf of Finland // *Baltica*. 2003. Vol. 16. P. 3–12.
32. Vallius H. Heavy metal concentrations in sediment cores from the northern Baltic Sea: Declines over the last two decades // *Marine Pollution Bulletin*. 2014. Vol. 79, N 1–2. P. 359–364. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.11.017
33. СанПиН 2.3.2.1078–01.2008. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. 2008. URL: [https://gosstandart.info/data/documents/sanpin3.2.1078–01](https://gosstandart.info/data/documents/sanpin3.2.1078-01) (дата обращения: 14.12.2023).
34. Давыдова И.Л., Фадеева Н.П., Ковековдова Л.Т., Фадеев В.И. Содержание тяжелых металлов в тканях доминирующих видов бентоса и в донных осадках бухты Золотой Рог Японского моря // *Биология моря*. 2005. Т. 31, № 3. С. 202–206.
35. Bat L., Şahin F., Öztekin A. Assessment of heavy metals pollution in water and sediments and polychaetes in Sinop shores of the Black Sea // *KSU Journal of Agriculture and Nature*. 2019. Vol. 22. N 5. P. 806–816. doi:10.18016/KSUTARIMDOGA.V22I45606.535882
36. Dora E.Ç., Sunlu U., Ergen Z. Heavy metal concentrations in *Hediste diversicolor* (Polychaeta) and sediments from Homa Lagoon (Izmir Bay–Turkey) // *Bulletin International Commission for the Scientific Exploration of the Mediterranean Sea*. 2007. Vol. 38. P. 253.
37. Waring J.S., Maher W.A., Krikowa F. Trace metal bioaccumulation in eight common coastal Australian polychaeta // *Journal of Environmental Monitoring*. 2006. Vol. 8. 1149.

38. Demina L.L., Galkin S.VOL. Bioaccumulation of trace elements in organisms of benthic biocenoses in oceanic oxidized and reduced environments: similarities and differences // *Geochemistry International*. 2018. Vol. 56, N 6. P. 566–578. doi:10.1134/S0016702918060034.
39. Наревич И.С., Ковкековдова Л.Т. Микроэлементы (As, Cd, Pb, Fe, Cu, Zn, Se, Hg) в промысловых ракообразных Японского моря // *Известия ТИНРО*. 2017. Т. 189. С. 147–155.
40. Крупина М.В., Дахно А.Д. Содержание тяжелых металлов в некоторых гидробионтах Белого моря // *Экологический мониторинг и моделирование экосистем*. 2021. Т. 32, № 3–4. С. 112–122. doi:10.21513/2410-8758-2021-3-4-112-122
41. Depledge M.H., Rainbow P.S. Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates // *Comparative Biochemistry and Physiology Part — C: Toxicology and Pharmacology*. 1990. Vol. 97. P. 1–7.
42. Rainbow P.S., Poirier L., Smith B.D., Brix K.VOL., Luoma S.N. Trophic transfer of trace metals from the polychaete worm *Nereis diversicolor* to the polychaete *N. virens* and the decapod crustacean *Palaemonetes varians* // *Marine Ecology Progress Series*. 2006. Vol. 321. P. 167–181. doi:10.3354/meps321167.
43. Simkiss K., Taylor M.G. Convergence of cellular—systems of metal detoxification // *Marine Environmental Research*. 1989. Vol. 28, N 1. P. 211–214. doi:10.1016/0141-1136(89)90227-4
44. Bryan G.W. Concentrations of zinc and copper in the tissues of decapod crustaceans // *Journal of the Marine Biological Association UK (JMBA)*. 1968. Vol. 48. P. 303–321.
45. Ferns P.N. Birds of the Bristol Channel and Severn Estuary // *Marine Pollution Bulletin*. 1984. Vol. 15. P. 76–81. doi:10.1016/0025-326X(84)90467-3
46. Amiard J.C., Triquet C., Berthet B., Metayer C. Comparative study of the patterns of bioaccumulation of essential (Cu, Zn) and non—essential (Cd, Pb) trace metals in various estuarine and coastal organisms // *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 1987. Vol. 106, N 1. P. 73–89. doi:10.1016/0022-0981(87)90148-1
47. Rainbow P.S., White S.L. Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle // *Hydrobiologia* 1989. Vol. 174, Is. 3. P. 245–262.
48. Brzoska M.M., Moniuszko—Jakoniuk J. Interaction between cadmium and zinc in the organism // *Food and Chemical Toxicology*. 2001. Vol. 39, N 10. P. 967–980. doi:10.1016/S0278-6915(01)00048-5
49. Sloman K.A., Scott G.R., Zhongyu D. Cadmium affects the social behavior rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* // *Aquatic Toxicology*. 2003. Vol. 65, N 2. P. 171–185. doi:10.1016/S0166-445X(03)00122-X
50. Черная Л.В., Ковальчук Л.А. Содержание тяжелых металлов в тканях пиявок, обитающих в озерах Южного Урала // *Вестник Оренбургского государственного университета*. 2010. № 12. С. 65–68.
51. Ansari T.M., Marr I.L., Tariq N. Heavy metals in marine pollution perspective—A mini review // *Journal of Applied Sciences*. 2004. Vol. 4, N 1. P. 1–20. doi:10.3923/jas.2004.1.20
52. Кораблина И.В., Котов С.В., Барабашин Т.О. Азовская тарань как показатель антропогенного загрязнения экосистемы Азовского моря // *Труды ВНИРО*. 2019. Т. 178. С. 84–103.
53. Рюмина А.А., Тищенко П.Я., Шкирникова Е.М. Тяжелые металлы и органический углерод в донных осадках мелководных бухт залива Петра Великого // *Геохимия*. 2023. Т. 68, № 7. С. 709–719. doi:10.31857/S0016752523060080
54. Поромов А.А., Перетыкин А.А., Смуров А.В. Влияние солености на биоконцентрацию и генотоксичность тяжелых металлов для морских звезд *Asterias rubens* L. // *Известия МГТУ МАМИ*. 2014. Т. 3, № 3. С. 43–49.
55. Hollis L., McGeer J.C., McDonald D.G., Wood C.M. Protective effects of calcium against chronic waterborne cadmium exposure to juvenile rainbow trout // *Environment Toxicology and Chemistry*. 2000. Vol. 19, N 11. P. 2725–2734. doi:10.1002/etc.5620191117
56. Spry D.J., Wiener, J.G. Metal bioavailability and toxicity to fish in low—alkalinity lakes: a critical review // *Environmental Pollution*. 1991. Vol. 71, N 2–4. P. 243–304. doi:10.1016/0269-7491(91)90034-t
57. Кочешкова О.В., Ежова Е.Е., Ланге Е.К. Особенности питания двух массовых видов полихет Вислинского залива Балтийского моря // *Морской экологический журнал*. 2012. Т. 11, № 2. С. 45–51.
58. Hill C., Elmgren R. Predation by the isopod *Saduria entomon* on the amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia femorata*: Experiments on prey vulnerability // *Oecologia*. 1992. Vol. 91, N 2. P. 153–156. doi:10.1007/BF00317777
59. Golubkov S., Tiunov A., Golubkov M. Food—web modification in the eastern Gulf of Finland after invasion of *Marenzelleria arctica* (Spionidae, Polychaeta) // *NeoBiota*. 2021. Vol. 66. P. 75–94. doi:10.3897/neobiota.66.63847

References

1. Maximov A. The long—term dynamics and current distribution of macrozoobenthos communities in the Eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. *Russian Journal of Marine Biology*. 2015, 41, 4, 300–310. doi:10.1134/S1063074015040094
2. Berezina N.A., Gubelit Yu.I., Maksimov A.A., Zhakovskaya Z.A., Polyak Yu.M., Sladkova S.V., Bobyleva N.V., Zagrebina T.A., Lips I., Kolesova N. Biological effects of hazardous chemicals in the eastern part of the Gulf of Finland in the focus of the HAZLESS project. *Environment of St. Petersburg*, 2020, 1 (15), 90–96 (in Russian).

3. Norkko J., Reed D.C., Timmermann K. A. et al. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology*, 2012, 18(2), 422. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02513.x
4. Zilius M., Bartoli M., Bresciani M. et al. Feedback mechanisms between cyanobacterial blooms, transient hypoxia, and benthic phosphorus regeneration in shallow coastal environments. *Estuaries and Coasts*. 2014, 37(3), 680. doi:10.1007/s12237-013-9717-x
5. Voloshchuk E.V., Maximov A.A. Assessment of influence of *Marenzelleria arctica* bioturbation activity on substances content in the sediments of the Eastern Gulf of Finland. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2017, 10(2), 34–40 (in Russian).
6. Berezina N.A., Maximov A.A., Vladimirova O.M. Influence of benthic invertebrates on phosphorus flux at the sediment–water interface in the easternmost Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 2019, 608, 33–43. doi:/10.3354/meps12824
7. Murray C.J., Müller–Karulis B., Carstensen J. et al. Past, Present and Future Eutrophication Status of the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science*. 2019, 6, 2. doi:10.3389/fmars.2019.00002
8. Vahtera E., Conley D.J., Gustafsson B.G. et al. Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogen–fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 2007, 36, 186–194. doi:10.1579/0044-7447(2007)36[186: iefenc]2.0.co;2.
9. Savchuk O.P. Large-Scale nutrient dynamics in the Baltic Sea, 1970–2016. *Frontiers in Marine Science*. 2018, 5. doi:10.3389/fmars.2018.00095
10. Mosin O. The main environmental problems of the Baltic Sea and the ways to solve them. *Baltic Region*. 2011, 1(7), 35–47. doi: 10.5922/2079-8555-2011-1-5
11. Zalewska T., Woron J., Danowska B., Suplińska M. Temporal changes in Hg, Pb, Cd and Zn environmental concentrations in the southern Baltic Sea sediments dated with 210Pb method. *Oceanologia*. 2015, 57, 1, 32–43. doi:10.1016/j.oceano.2014.06.003
12. Kuprijanov I., Väli G., Sharov A. et al. Hazardous substances in the sediments and their pathways from potential sources in the eastern Gulf of Finland. *Marine Pollution Bulletin*. 2021, 170, 12642. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112642
13. Shevchenko V. The Influence of aerosols on the oceanic sedimentation and environmental conditions in the Arctic. *Reports on Polar and Marine Research*. 2003, 464, 1–149. doi:10.2312/BZPM_0464_2003
14. Remeikaitė–Nikienė N., Garnaga–Budrė G., Lujanienė G. et al. Distribution of metals and extent of contamination in sediments from the south–eastern Baltic Sea (Lithuanian zone). *Oceanologia*. 2018, 60(2), 193–206. doi:10.1016/j.oceano.2017.11.001
15. Ogunola O.S. Physiological, immunological, genotoxic and histopathological biomarker responses of molluscs to heavy metal and water–quality parameter exposures: a critical review. *Journal of Oceanography and Marine Research*. 2017, 5, 158. doi:10.4172/2572-3103.1000158
16. Moiseenko T.I. Bioavailability and ecotoxicity of metals in aquatic systems: critical levels of pollution. *Geochemistry International*. 2019, 64(7), 675–688. doi:10.31857/S0016-7525647675-688
17. de Conto Cinier C., Petit–Ramel M., Faure R., Garin D. Cadmium bioaccumulation in carp (*Cyprino carpio*) tissues during longterm exposure: analysis by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *Ecotoxicology and Environment Safety*. 1997, 38, 137–143. doi:10.1006/eesa.1997.1569
18. Boudjema K., Badis A., Moulai–Mostefa N. Study of heavy metal bioaccumulation in *Mytilus galloprovincialis* (Lamark 1819) from heavy metal mixture using the CCF design. *Environmental Technology & Innovation*. 2022, 25, 102202. doi:10.1016/j.eti.2021.102202.
19. Zobotkina E.A., Lapirova T.B. The influence of heavy metals on the immunophysiological status of sturgeon fish. *Uspekhi Sovremennoy Biologii*. 2003, 123(4), 401–408 (in Russian).
20. Chaplygin V.A., Yershova T.S., Zaytseva V.F. Transformation of metals in the system: sediments–food chains of ocerpovых fish of Caspian Sea. *Yug Rossii: Ekologiya, razvitie*. 2019. 14 (3), 138–143. doi:10.18470/1992-1098-2019-3-138-143 (in Russian).
21. Levit R.L., Shigaeva T.D., Kudryavtseva V.A. Heavy metals in macrozoobenthos and sediments of the coastal zone of the eastern Gulf of Finland. *Russian Journal of General Chemistry*. 2020, 90, 13, 2700–2707. doi:10.1134/S1070363220130265
22. Sharov A.N., Berezina N.A., Kuprijanov I. L. et al. Cadmium in the Eastern Gulf of Finland: concentrations and effects on the mollusk *Limecola Balthica*. *Geochemistry International*. 2022, 60, 702–710. doi:10.1134/S0016702922060076
23. Berezina N., Maximov A., Sharov A., Gubelit Y., Kholodkevich S. Environmental assessment with cage exposure in the Neva estuary, Baltic Sea: metal bioaccumulation and physiologic activity of bivalve molluscs. *Journal of Marine Science and Engineering*. 2023, 11(9), 1756. doi:10.3390/jmse11091756
24. Góral M., Szefer P., Ciesielski T., Warzocha J. Distribution and relationships of trace metals in the isopod *Saduria entomon* and adjacent bottom sediments in the southern Baltic. *Journal of Environmental Monitoring*. 2009, 11, 1875–1882. doi:10.1039/b900366e
25. Voigt H-R. Heavy metal concentrations in four–horn sculpin *Triglopsis quadricornis* (L.) (Pisces), its main food organism *Saduria entomon* L. (Crustacea), and in bottom sediments in the Archipelago Sea and the Gulf of Finland (Baltic Sea). *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology*. 2007, 56, 224–238. doi:10.3176/eco.2007.3.05

26. *Bonsignore M., Manta D.S., Mirto S. et al.* Bioaccumulation of heavy metals in fish, crustaceans, molluscs and echinoderms from the Tuscany coast. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018, 162, 554–562. doi:10.1016/j.ecoenv.2018.07.044
27. *Erdem M., Turan H., Kaya Y.* Mineral and trace element contents of warty crab (*Eriphia verrucosa*) and brown shrimp (*Crangon crangon*). *Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 2015, 30(2), 26–31. doi:10.18864/iujfas.82582
28. *APHA*. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. American Public Health Association. Washington. 1992.
29. *Jorhem L., Engman J., Sundström B., Thim A.M.* Trace elements in crayfish: regional differences and changes induced by cooking. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 1994, 26, 137–142. doi:10.1007/BF00224796
30. *DeForest D.K., Brix K.V., Adams W.J.* Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquatic Toxicology*. 2007, 84 (2), 236–246. doi:10.1016/j.aquatox.2007.02.022
31. *Vallius H., Leivuori M.* Classification of heavy metal contaminated sediments of the Gulf of Finland. *Baltica*. 2003, 16, 3–12.
32. *Vallius H.* Heavy metal concentrations in sediment cores from the northern Baltic Sea: Declines over the last two decades. *Marine Pollution Bulletin*. 2014, 79(1–2), 359–364. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.11.017
33. *SanPiN 2.3.2.1078–01.2008*. Hygienic requirements for the safety and nutritional value of food products. 2008. URL: [https://gosstandart.info/data/documents/sanpin3.2.1078–01](https://gosstandart.info/data/documents/sanpin3.2.1078-01) (Accessed 12.14.2023) (in Russian).
34. *Davydkova I.L., Fadeeva N.P., Kovekovdova L.T., Fadeev V.I.* Heavy metal contents in tissues of dominant species of the benthos and in bottom sediments of Zolotoi Rog Bay, Sea of Japan. *Russian Journal of Marine Biology*. 2005, 31(3), 176–180. doi:10.1007/s11179-005-0064-z
35. *Bat L., Şahin F., Öztekin A.* Assessment of heavy metals pollution in water and sediments and polychaetes in Sinop shores of the Black Sea. *KSU Journal of Agriculture and Nature*. 2019, 22(5), 806–816. doi:10.18016/KSUTARIMDOGA.V22I45606.535882
36. *Dora E.Ç., Sunlu U., Ergen Z.* Heavy metal concentrations in *Hediste diversicolor* (Polychaeta) and sediments from Homa Lagoon (Izmir Bay–Turkey). *Bulletin International Commission for the Scientific Exploration of the Mediterranean Sea*. 2007, 38, 253.
37. *Waring J.S., Maher W.A., Krikowa F.* Trace metal bioaccumulation in eight common coastal Australian polychaete. *Journal of Environmental Monitoring*. 2006, 8, 1149.
38. *Demina L.L., Galkin S.V.* Bioaccumulation of trace elements in organisms of benthic biocenoses in oceanic oxidized and reduced environments: similarities and differences. *Geochemistry International*. 2018, 56(6), 566–578. doi:10.1134/S0016702918060034.
39. *Narevich I.S., Kovekovdova L.T.* Trace elements (As, Cd, Pb, Fe, Cu, Zn, Se, Hg) in commercial crustaceans of the Sea of Japan. *Izvestiya TINRO*. 2017, 189, 147–155. (in Russian)
40. *Krupina M.V., Dakhno A.D.* Content of heavy metals in some hydrobionts of the White Sea. *Environmental Monitoring and Ecosystem Modelling*. 2021, 32(3–4), 112–122.
41. *Depledge M.H., Rainbow P.S.* Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology Part — C: Toxicology and Pharmacology*. 1990, 97, 1–7.
42. *Rainbow P.S., Poirier L., Smith B.D., Brix K.V., Luoma S.N.* Trophic transfer of trace metals from the polychaete worm *Nereis diversicolor* to the polychaete *N. virens* and the decapod crustacean *Palaemonetes varians*. *Marine Ecology Progress Series*. 2006, 321, 167–181. doi:10.3354/meps321167.
43. *Simkiss K., Taylor M.G.* Convergence of cellular–systems of metal detoxification. *Marine Environmental Research*. 1989, 28(1), 211–214. doi:10.1016/0141-1136(89)90227-4
44. *Bryan G.W.* Concentrations of zinc and copper in the tissues of decapod crustaceans. *Journal of the Marine Biological Association UK (JMBA)*. 1968, 48, 303–321.
45. *Ferns P.N.* Birds of the Bristol Channel and Severn Estuary. *Marine Pollution Bulletin*. 1984, 15, 76–81. doi:10.1016/0025-326X(84)90467-3
46. *Amiard J.C., Triquet C., Berthet B., Metayer C.* Comparative study of the patterns of bioaccumulation of essential (Cu, Zn) and non–essential (Cd, Pb) trace metals in various estuarine and coastal organisms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 1987, 106(1), 73–89. doi:10.1016/0022-0981(87)90148-1
47. *Rainbow P.S., White S.L.* Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle. *Hydrobiologia*. 1989, 174(3), 245–262.
48. *Brzoska M.M., Moniuszko–Jakoniuk J.* Interaction between cadmium and zinc in the organism. *Food and Chemical Toxicology*. 2001, 39(10), 967–980. doi:10.1016/S0278-6915(01)00048-5
49. *Sloman K.A., Scott G.R., Zhongyu D.* Cadmium affects the social behavior rainbow trout, *Onconrhyinchus mykiss*. *Aquatic Toxicology*. 2003, 65(2), 171–185. doi:10.1016/S0166-445X(03)00122-X

50. Chernaya L.V., Kovalchuk L.A. Content of heavy metals in the tissues of leeches living in lakes of the Southern Urals. *Vestnik Orenburgskogo Gosudarstvennogo Universiteta*. 2010, 12, 65–68 (in Russian).
51. Ansari T.M., Marr I.L., Tariq N. Heavy metals in marine pollution perspective—A mini review. *Journal of Applied Sciences*. 2004, 4(1), 1–20. doi:10.3923/jas.2004.1.20
52. Korablina I.V., Kotov S.V., Barabashin T.O. Azov ram as an indicator of anthropogenic pollution of the Azov Sea ecosystem. *Trudy VNIRO*. 2019, 178, 84–103 (in Russian).
53. Ryumina A.A., Tishchenko P. Ya., Shkirnikova E.M. Heavy metals and organic carbon in bottom sediments of shallow bights of Peter the Great Bay. *Geochemistry International*. 2023, 61 (7), 724–734. doi:10.1134/S0016702923060083
54. Poromov A.A., Peretykin A.A., Smurov A.V. Effect of salinity on the bioconcentration and genotoxicity of heavy metals for the sea star *Asterias rubens* L. *Izvesiya MGTU MAMI*. 2014, 3(3), 43–49 (in Russian).
55. Hollis L., McGeer J.C., McDonald D.G., Wood C.M. Protective effects of calcium against chronic waterborne cadmium exposure to juvenile rainbow trout. *Environment Toxicology and Chemistry*. 2000, 19(11), 2725–2734. doi:10.1002/etc.5620191117
56. Spry D.J., Wiener, J.G. Metal bioavailability and toxicity to fish in low–alkalinity lakes: a critical review. *Environmental Pollution*. 1991, 71(2–4), 243–304. doi:10.1016/0269-7491(91)90034-t
57. Kocheshkova O.V., Ezhova E.E., Lange E.K. Feeding features of two common species of polychaetes in the Vistula Lagoon of the Baltic Sea. *Morskoy Ekologicheskiy Zhurnal*. 2012, 11(2), 45–51 (in Russian).
58. Hill C., Elmgren R. Predation by the isopod *Saduria entomon* on the amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia femorata*: Experiments on prey vulnerability. *Oecologia*. 1992, 91(2), 153–56. doi:10.1007/BF00317777
59. Golubkov S., Tiunov A., Golubkov M. Food–web modification in the eastern Gulf of Finland after invasion of *Marenzelleria arctica* (Spionidae, Polychaeta). *NeoBiota*. 2021, 66, 75–94. doi:10.3897/neobiota.66.63847

Об авторах

БЕРЕЗИНА Надежда Александровна, ведущий научный сотрудник, кандидат биологических наук,
ORCID: 0000-0003-3057-5596, SPIN-код: 5635-1779, e-mail: nadezhda.berezina@zin.ru
КАМАРДИН Николай Николаевич, ведущий научный сотрудник, доктор биологических наук,
ORCID: 0000-0002-8803-5691, SPIN-код: 2436-1556, e-mail: nik-kamardin@yandex.ru
ШАРОВ Андрей Николаевич, ведущий научный сотрудник, доктор биологических наук,
ORCID: 0000-0001-7581-2538, SPIN-код: 8706-2885, e-mail: sharov_AN@mail.ru

УДК 574.587:591.524.11(261.243)

© А. А. Максимов^{1*}, Н. А. Березина¹, О. Б. Максимова², 2024

¹Зоологический институт Российской академии наук, 199034, Санкт-Петербург, Университетская наб., д. 1

²Санкт-Петербургский филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии, 199053 Санкт-Петербург, наб. Макарова, д. 26

*alexeymaximov@mail.ru

МАКРОЗООБЕНТОС ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА: СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ВЛИЯНИЕ НА БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ

Статья поступила в редакцию 16.01.24, после доработки 03.06.2024, принята в печать 09.06.2024

Аннотация

Макрозообентос играет важную роль в биогеохимических процессах. В восточной части Финского залива в последние десятилетия макрозообентос быстро меняется вследствие массового развития чужеродных видов кольчатых червей. На основе данных наблюдений на 24 станциях в 2019–2021 гг. рассмотрено современное состояние донных сообществ Финского залива. По сравнению с началом 2010-х гг. в открытых районах залива увеличилась биомасса двусторчатых моллюсков *Macoma balthica*. Практически восстановились популяции ледниковых реликтовых ракообразных, сильно сократившиеся в начале 2000-х гг., вследствие придонной гипоксии. Это привело к снижению доли чужеродных полихет *Marenzelleria* spp. в численности и биомассе макрозообентоса. Также увеличилось количество олигохет за счет распространения чужеродного вида *Tubificoides pseudogaster*. Вследствие различий видов по образу жизни и биотурбационной деятельности произошедшие изменения в бентосе должны влиять на процессы на границе вода — дно. Вероятно, увеличение поступления фосфора из донных осадков в современных условиях по сравнению с периодом тотального доминирования полихет в донных сообществах в начале 2010-х гг.

Ключевые слова: зообентос, донные сообщества, чужеродные виды, полихеты, олигохеты, *Marenzelleria* spp., биотурбация, хлорофилл, Балтийское море

UDC 574.587:591.524.11(261.243)

© А. А. Maximov^{1*}, N. A. Berezina¹, O. B. Maximova², 2024

¹Zoological Institute of the Russian Academy of Sciences, 1 Universitetskaya Nab., 199034, St. Petersburg, Russia

²Saint Petersburg Branch of the Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography, 26 Nab. Makarova, 199053, St Petersburg, Russia

*alexeymaximov@mail.ru

MACROZOOBENTHOS OF THE EASTERN GULF OF FINLAND: CURRENT STATE AND INFLUENCE ON BIOGEOCHEMICAL PROCESSES

Received 16.01.24, Revised 03.06.2024, Accepted 09.06.2024

Abstract

Macrozoobenthos plays an important role in biogeochemical processes. In the eastern part of the Gulf of Finland, macrozoobenthos has been changing rapidly in recent decades due to the massive development of alien species of annelids. The current state of benthic communities in the Gulf of Finland is considered based on data at 24 stations in 2019–2021. In open areas of the bay, the biomass of the bivalves *Macoma balthica* increased as compared to the beginning of the 2010s. The populations of glacial relict crustaceans, which had greatly decreased in the early 2000s due to benthic hypoxia, have practically recovered. The abundance of oligochaetes has also increased due to the spread of the alien species *Tubificoides pseudogaster*. This led to a decrease in the proportion of alien polychaetes *Marenzelleria* spp. in the abundance and biomass of macrozoobenthos. Due to differences between species in living and bioturbation activity, the changes that have occurred in the benthos should affect the processes at the water–bottom interface. There is likely to be an increase in the supply of phosphorus from bottom sediments under modern conditions compared to the period of total dominance of polychaetes in benthic communities in the early 2010s.

Keywords: zoobenthos, benthic communities, alien species, polychaetes, oligochaetes, *Marenzelleria* spp., bioturbation, chlorophyll, Baltic Sea

Ссылка для цитирования: Максимов А.А., Березина Н.А., Максимова О.Б. Макрозообентос восточной части Финского залива: современное состояние и влияние на биогеохимические процессы // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2024. Т. 17, № 2. С. 81–93. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-7

For citation: Maximov A.A., Berezina N.A., Maximova O.B. Macrozoobenthos of The Eastern Gulf of Finland: Current State and Influence on Biogeochemical Processes. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2024, 17, 2, 81–93. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-7

1. Введение

Организмы макрозообентоса играют важную роль в биогеохимических процессах в водных экосистемах. Биотурбационная деятельность донных макробеспозвоночных изменяет физические и химические свойства поверхностного слоя донных осадков, существенным образом влияя на потоки биогенных элементов через границу раздела между водой и донными отложениями [1, 2].

Хотя изучению макрозообентоса восточной части Финского залива посвящены десятки публикаций, сведения эти несколько устарели, учитывая значительную временную изменчивость характерную для донного населения этого водоема. В последние десятилетия изменения в бентосе были связаны с массовым развитием чужеродных видов кольчатых червей, прежде всего полихет *Marenzelleria arctica* и олигохет *Tubificoides pseudogaster* [3, 4]. Кольчатые черви хорошо известны как преобразователи среды. Посредством биотурбации (перемешивания грунта) и биоирригации (создания сети каналов, способствующей проникновению кислорода в толщу грунта) они изменяют физическую структуру донных осадков и ускоряют обменные процессы на поверхности раздела между водой и донными отложениями [5, 6].

В последние годы исследования бентоса Финского залива проводились российскими экспедициями, работавшими в Балтийском море [7, 8]. Однако, подробных сведений по бентосу российских вод в этих работах не приводится. Опубликованы только данные по зообентосу станций, расположенных, преимущественно, к западу от о. Мощный [9].

Цели настоящей работы: 1) представить актуальные данные по составу и количественному развитию макрозообентоса района Финского залива между островами Котлин и Мощный. При этом особое внимание было уделено современному состоянию популяций недавно вселившихся видов кольчатых червей; 2) оценить возможные последствия изменений донной фауны для биогеохимических процессов в восточной части Финского залива.

2. Материалы и методы

Материал собирали на 24 станциях с 2019 по 2021 гг. (рис. 1). На девяти из них наблюдения проводили на протяжении всех трех лет исследований. Всего было выполнено 49 бентосных станций (включая повторные сборы на отдельных станциях) в диапазоне глубин 10–52 м: в августе 2019 г. (17 станций), сентябре 2020 г. (16 станций) и июле 2021 г. (16 станций). Данные по численности макрозообентоса в 2019 и 2020 гг. были частично (сборы на станциях глубже 27 м) опубликованы в работе [10], посвященной апробации в качестве индикатора экологического состояния балтийских вод нового индекса, основанного на соотношении полихет и амфипод, ранее предложенного для эстуарных и прибрежных сообществ [11].

Для сбора макрозообентоса использовали дночерпатель Ван-Вина (площадь захвата 0,025 м²). Как правило, на каждой станции отбирали три пробы. Грунт промывали через сито с ячейей 0,4 мм и фиксировали 4 % формалином. В лаборатории животных распределяли по видам или систематическим группам, подсчитывали их количество и взвешивали после обсушки на фильтровальной бумаге с точностью до 1 мг. Олигохет и личинок хирономид, определение которых требует предварительного препарирования материала, взвешивали вместе.

Разнообразие бентоса оценивали с помощью индекса Шеннона: $H = -\sum_{i=1}^N \frac{N_i}{N} \cdot \log_2 \left(\frac{N_i}{N} \right)$, где N_i — численность i -го вида, экз./м², N — суммарная численность всего макрозообентоса. Индекс был рассчитан только для 2019 и 2020 гг. поскольку в 2021 г. олигохет и личинок хирономид до вида не определяли.

Для характеристики трофических условий местообитаний макрозообентоса определяли содержание в воде хлорофилла «а». Через мембранный фильтр (Владипор, Россия) с диаметром пор около 1 мкм отфильтровывали 0,5–1 л воды, взятой интегрально из эвфотической зоны, толщина которой принималась равной утроенной величины прозрачности по диску Секки. Концентрацию хлорофилла «а» определяли в ацетоновом экстракте на спектрофотометре UV-1800 (Shimadzu, Япония) методом, рекомендованным ЮНЕСКО [12]. В пробах грунта определяли содержание органического углерода ($C_{орг.}$) методом Тюрина [13]. Результаты представлены в процентах на сухую массу донных отложений.

3. Современное распределение макрозообентоса

Исследованные участки залива сильно различались по уровню трофности (табл. 1). В районе о. Котлин концентрация хлорофилла «а» достигала почти 20 мкг/л и снижалась в западном направлении. В 2020 и 2021 гг. повышенное содержание хлорофилла (около 10 мкг/л) отмечалось также в Лужской губе и на станциях, расположенных вблизи Выборгского залива (20F и ФЗ-19). В открытых районах залива концентрация хлорофилла изменялась в пределах 1–6 мкг/л.

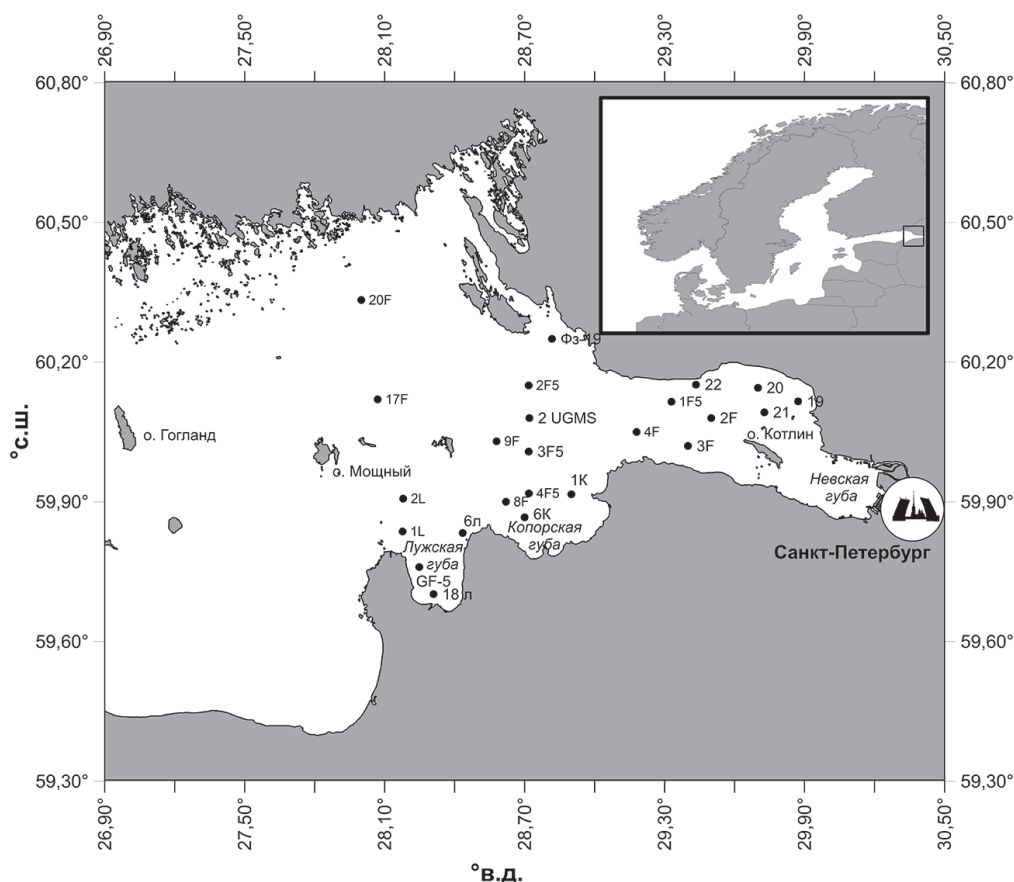


Рис. 1. Схема расположения бентосных станций в восточной части Финского залива

Fig. 1. Map with benthic stations in the eastern part of the Gulf of Finland

Распределение $C_{\text{орг}}$ (табл. 1) в целом соответствовало правилу вертикальной зональности. На песчаных грунтах, залегающих преимущественно на глубинах менее 20 м (станции 19, 21, 22), содержание органического углерода не превышало 1 %, на глубоководных илах в удаленных от берега районах (станции 17F, 20F) достигало 7 %.

Таблица 1

Table 1

Концентрация хлорофилла «а» (мкг/л) и содержание органического углерода ($C_{\text{орг}}$, %) на исследованных станциях в 2019–2021 гг.

Concentration of chlorophyll “a” ($\mu\text{g/l}$) and organic carbon content ($C_{\text{орг}}$, %) at the studied stations in 2019–2021

Станция	Хлорофилл «а», мкг/л			$C_{\text{орг}}$, %		
	Дата отбора			Дата отбора		
	6–9.08.19	15–17.09.20	27–29.07.21	6–9.08.19	15–17.09.20	27–29.07.21
19	17,26	нд	нд	0,5	нд	нд
20	19,16	нд	нд	4,1	нд	нд
21	11,04	12,08	12,19	0,9	2,4	2,1
22	11,5	нд	нд	0,4	нд	нд
2F	12,72	11,14	12,06	1,2	2,6	2,5
3F	12,51	12,36	13,81	1,5	0,7	0,6
1F5	7,49	нд	нд	2,6	нд	нд
4F	6,15	6,44	3,94	2,1	0,5	1,5

Станция	Хлорофилл «а», мкг/л			C _{орг.} , %		
	Дата отбора			Дата отбора		
	6–9.08.19	15–17.09.20	27–29.07.21	6–9.08.19	15–17.09.20	27–29.07.21
Фз-19	нд	10,43	6,17	нд	3,9	2,2
2F5	6,28	нд	нд	2,0	нд	нд
2UGMS	6,71	2,06	1,65	3,1	4,3	3,9
9F	4,62	8,33	2,45	2,5	5,9	2,0
3F5	5,97	нд	нд	0,5	нд	нд
1K	5,24	2,57	2,68	1,1	4,8	4,2
6K	4,64	7,08	5,29	3,1	4,7	3,9
8F	6,46	нд	4,89	2	нд	4,8
4F5	4,77	нд	нд	1,5	нд	нд
6л	нд	9,65	0,83	нд	0,5	1,2
18 л	нд	8,97	7,67	нд	5,3	6,0
20F	нд	9,66	1,39	нд	7,0	6,2
17F	5,54	4,42	2,31	4,1	7,1	5,8
1L	нд	6,98	5,4	нд	5,6	6,0
2L	нд	4,99	3,84	нд	7,0	6,9

Примечание: нд — нет данных

Макрозообентос исследованных участков Финского залива был представлен 40 видами, относящихся к следующим систематическим группам: олигохеты (23 вида), полихеты (3 вида), немертины (1 вид), моллюски (3 вида), ракообразные (4 вида) и личинки хирономид (6 видов).

Наиболее богатая в качественном отношении группа — олигохеты (23 вида). В глубоководной (> 30м) зоне залива распространены *Tubificoides pseudogaster* (подсемейство Tubificinae) и представители подсемейства Naidinae *Nais elinguis*, *Paranais litoralis*, *Paranais frici*. На более мелководных участках, как правило, доминируют *Potamothenis hammoniensis* и *Limnodrilus hoffmeisteri*. Последний вид доминировал на станциях, расположенных в сильно опресненном районе вблизи о. Котлин, на границе с Невской губой. Распространение большинства представителей остальных групп бентоса было ограничено мелководными прибрежными участками. Из полихет многочисленны и широко распространены были только *Marenzelleria* spp.¹, встреченные на всей исследованной акватории. Моллюски на большей части акватории были представлены одним видом *Macoma balthica*. ракообразные — двумя ледниковыми реликтовыми видами *Monoporeia affinis* и *Saduria entomon*. Остальные моллюски и ракообразные, также как немертины *Cyanophthalma obscura* и личинки хирономид преимущественно населяли прибрежные отмели и отсутствовали в глубоководных участках залива.

Численность и биомасса макрозообентоса варьировались в широких пределах (рис. 2 и 3). В целом, однако, можно отметить, что в открытых участках залива численность бентоса была ниже по сравнению с более мелководными участками в районе о. Котлин, Копорской и Лужской губах, где наблюдалось массовое развитие олигохет и полихет (рис. 2 и 4). Максимальная биомасса отмечена на станциях, расположенных вдоль южного побережья залива за счет двусторчатых моллюсков *M. balthica*, на долю которых приходилось до 90 % суммарной биомассы макрозообентоса (рис. 5).

Видовое разнообразие макрозообентоса было довольно высоким. Индекс разнообразия Шеннона в 2019–2020 гг. почти на всех станциях превышал 1 (рис. 6). Наиболее высокие величины индекса (>2.0) отмечены преимущественно на станциях с песчаным грунтом в Лужско-Копорском районе и вблизи о. Котлин.

¹ Группа трудноразличимых близкородственных видов, из которых в российских водах Финского залива отмечены два вида *Marenzelleria neglecta* и *Marenzelleria arctica* (Максимов, 2018). В открытых районах залива, где проводилось исследование, встречается главным образом *M. arctica*.

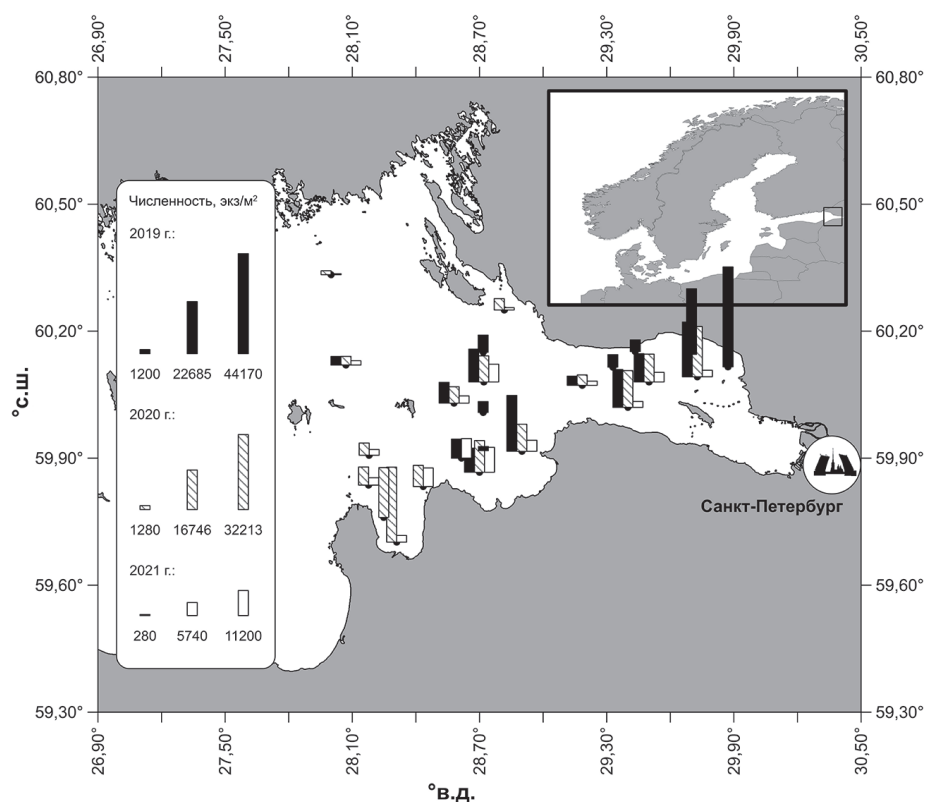


Рис. 2. Численность макрозообентоса (экз./м²) на исследованных станциях в 2019–2021 гг.

Fig. 2. Abundance of macrozoobenthos (ind./m²) at the studied stations in 2019–2021

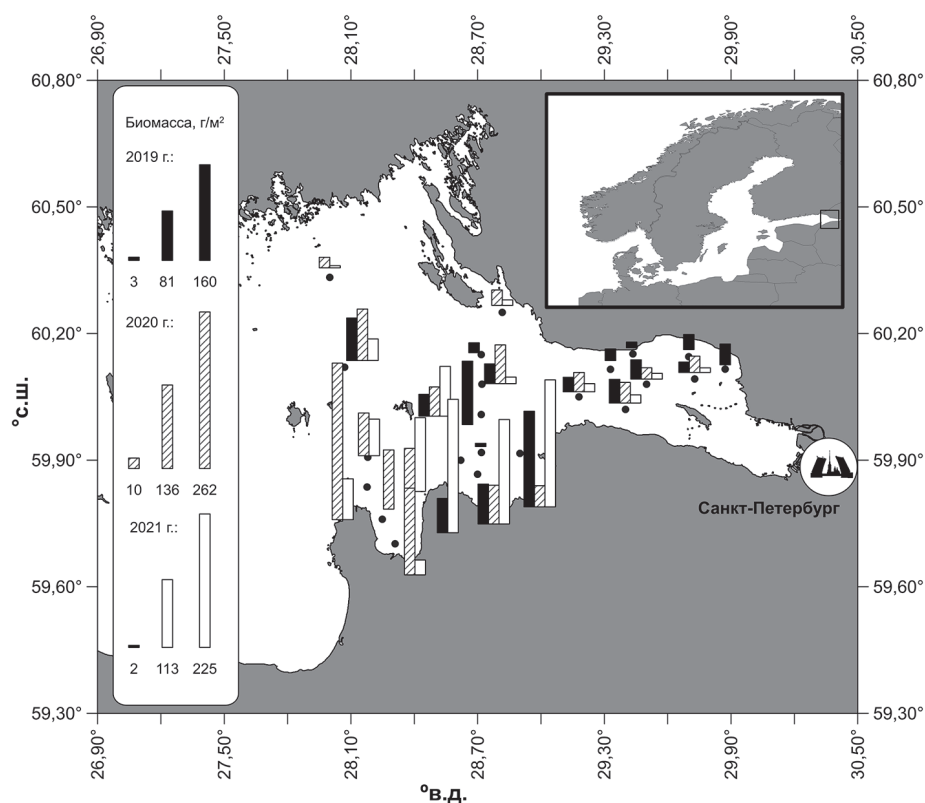


Рис. 3. Биомасса макрозообентоса (г/м²) на исследованных станциях в 2019–2021 гг.

Fig. 3. Biomass of macrozoobenthos (g/m²) at the studied stations in 2019–2021

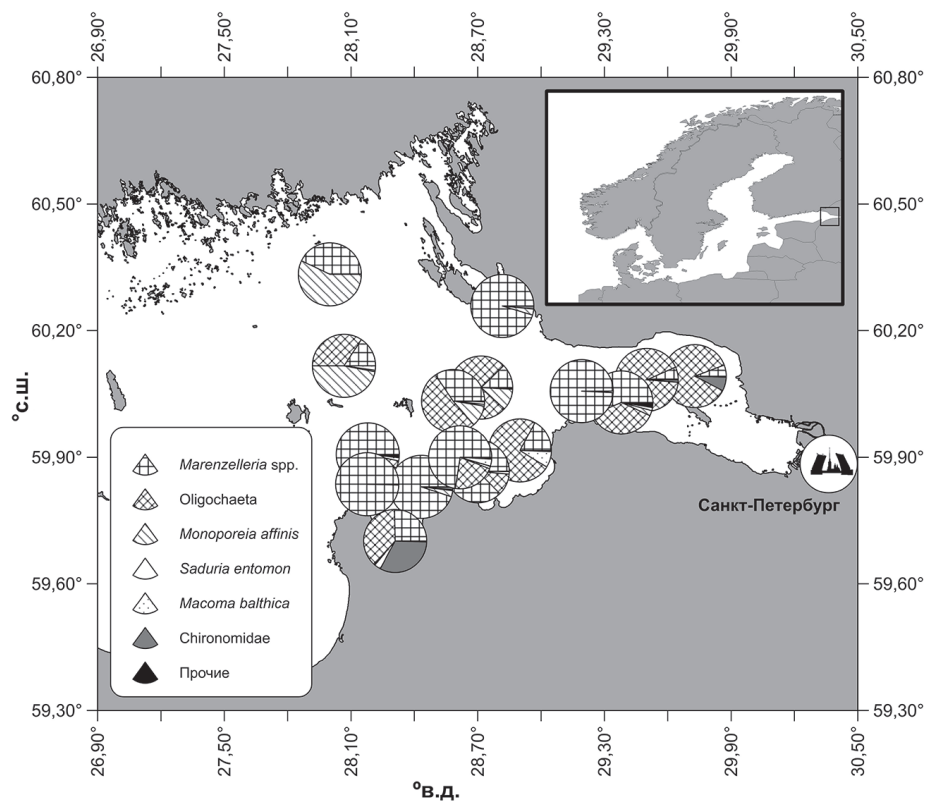


Рис. 4. Доля доминирующих таксонов в общей численности макрозообентоса в 2021 г.

Fig. 4. Share of dominant taxa in the total abundance of macrozoobenthos in 2021

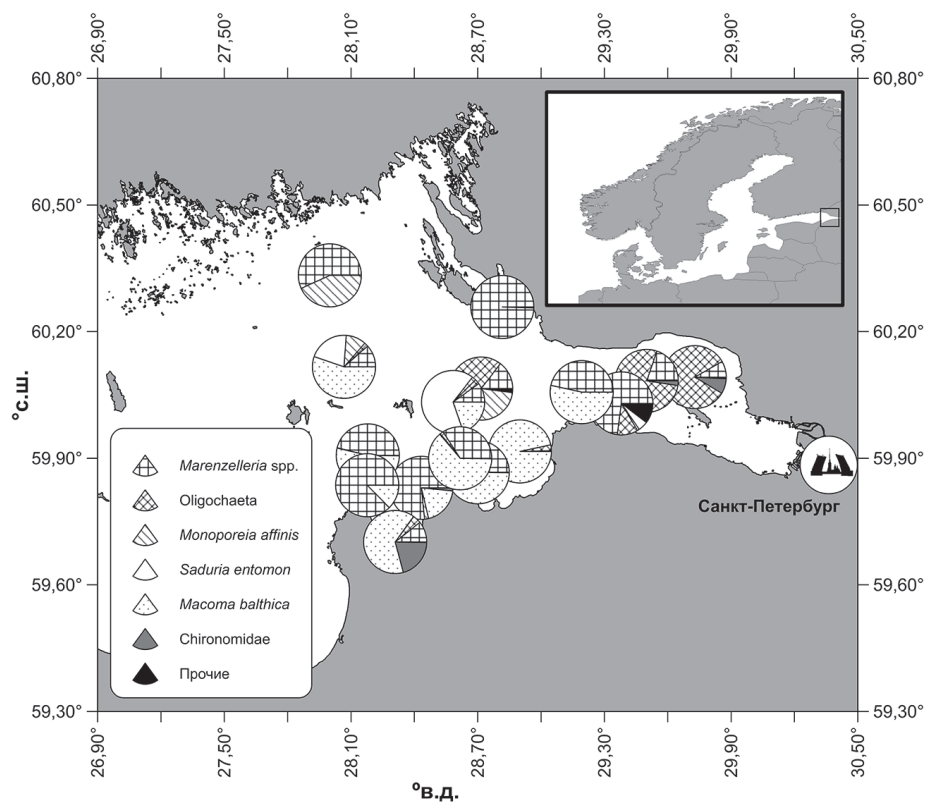


Рис. 5. Доля доминирующих таксонов в общей биомассе макрозообентоса в 2021 г.

Fig. 5. Share of dominant taxa in the total biomass of macrozoobenthos in 2021

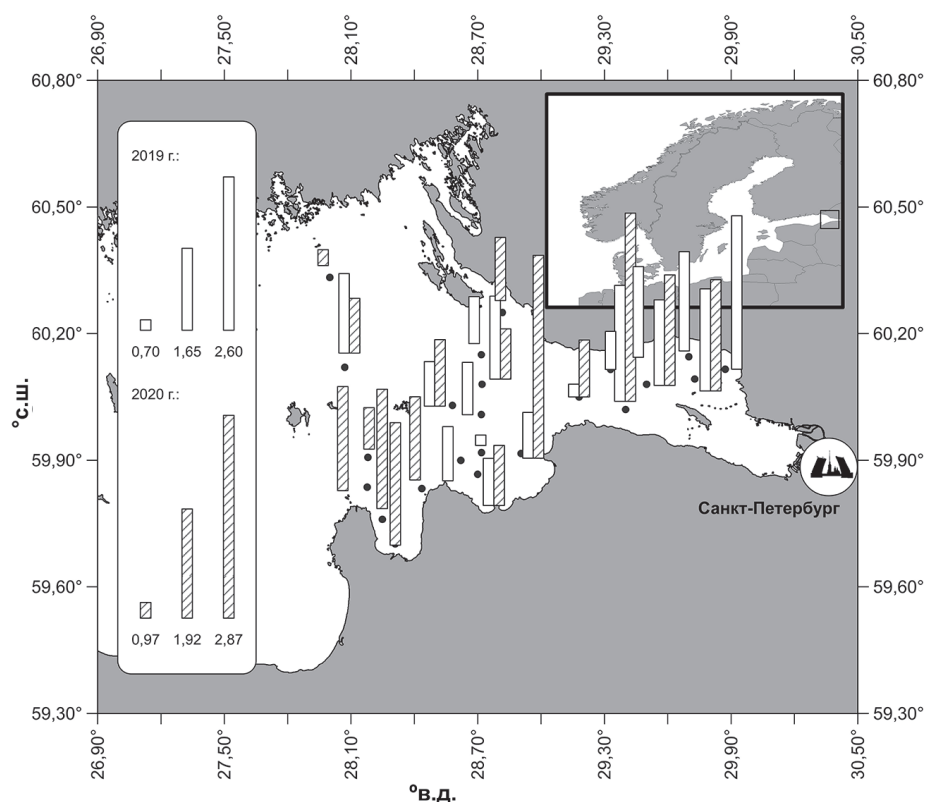


Рис. 6. Индекс разнообразия Шеннона макрозообентоса в 2019 и 2020 гг.

Fig. 6. Shannon index of macrozoobenthos diversity in 2019 and 2020

4. Чужеродные виды кольчатых червей

В начале XXI века донная фауна Финского залива пополнилась тремя видами кольчатых червей: *Tubificoides pseudogaster* (Oligochaeta; Tubificinae), *Marenzelleria arctica* (Polychaeta; Spionidae) и *Laonome xeprovala* (Polychaeta; Sabellidae). Первая находка *T. pseudogaster* в Финском заливе относится к концу прошлого столетия, однако, долгие годы обнаруженное локальное поселение оставалось единственным [3]. Активное распространение этих олигохет имело место уже в 2000-х гг., зона распространения этого вида особенно увеличилась в последние несколько лет. В 2019–2021 гг. *T. pseudogaster* был встречен на всех станциях глубже 30 м, за исключением ст. 20F (табл. 2). Несколько позднее (вероятно, в 2008 г.) в российские воды Финского залива проникли полихеты *M. arctica* [3]. Уже на следующий год они стали ведущим представителем макрозообентоса, заняв большую часть акватории залива, где вплоть до настоящего времени доминируют в составе донных сообществ по численности и биомассе. В 2019–2021 гг. эти полихеты были обнаружены на всех исследованных станциях (табл. 2). Последняя находка — полихета *L. xeprovala*, впервые обнаруженная в Лужской губе в 2018 г. [14]. В ходе данного исследования этот вид был найден только на ст. 18 л в Лужской губе в 2020 г. (табл. 2). В 2021 г. *L. xeprovala* не был обнаружен.

Таким образом, вселившиеся черви *T. pseudogaster* и *M. arctica* к настоящему времени стали одними из наиболее многочисленных представителей донной фауны восточной части Финского залива. Их роль особенно значительна в глубоководных районах, занимающих большую часть акватории залива, где присутствуют оба вида. Ситуация с недавно вселившимся *L. xeprovala* пока остается неясной. По мнению Тамулениса и др. [14], в будущем этот вид, вероятно, также сможет расселиться по всей акватории залива.

Сравнивая современные данные с данными исследований в период до инвазии *T. pseudogaster* и *M. arctica*, необходимо отметить существенное увеличение количественных характеристик макрозообентоса в глубоководных районах залива, причем не только за счет чужеродных червей.

Увеличение биомассы в значительной степени связано с массовым развитием нативных моллюсков *M. balthica*. Наши результаты свидетельствуют, что развитие вселенцев, в целом, не привело к заметному снижению численности и биомассы ранее обитавших в Финском заливе видов. В 2019–2021 гг. биомасса трех доминирующих нативных видов *M. affinis*, *S. entomon* и *M. balthica* в глубоководном районе составляла

Таблица 2

Table 2

Численность (экз./м²) чужеродных кольчатых червей на исследованных станциях в 2019–2021 гг.
 Для станций, на которых проводились повторные наблюдения, приведены минимальная и максимальная
 величины численности. Прочерк означает отсутствие вида

Abundance (ind./m²) of alien annelids at the studied stations in 2019–2021.
 For stations at which repeated observations were carried out, the minimum and maximum abundance
 values are given. A dash means no species

№ станции	Глубина, м	Грунт	<i>Marenzelleria</i> spp.	<i>Tubificoides pseudogaster</i>	<i>Laonome xeprovala</i>
19	10	илистый песок	1950	—	—
20	12	ил	160	—	—
21	13–14	ил	93–640	—	—
22	19	ил	540	—	—
2F	19–23	ил	280–6750	—	—
3F	20–24	Песчаный ил	1413–6490	—	—
1F5	26	ил	3960	—	—
4F	27–30	ил	1733–3280	—	—
Фз-19	27–28	ил	827–2947	—	—
2F5	38	ил	1190	4960	—
2 UGMS	35–38	ил	973–2800	6640–7320	—
9F	35–36	Ил, конкреции	960–1440	3800–6400	—
3F5	25	Глина, конкреции	3370	330	—
1K	20–21	Илистый песок	747–19080	—	—
6K	25–27	ил	5640–9800	160–573	—
8F	28–30	ил	2230–6347	5160	—
4F5	30	ил	1040	130	—
6л	27–29	ил	5973–7853	1013	—
18 л	10	ил	587–720	—	187
GF-5	22	ил	6627	—	—
20F	47–49	ил	120–780	0	—
17F	52	ил	280–2020	20–213	—
2L	33	ил	2173–2267	1587	—
1L	27	ил	3213–5400	13	—

около 40 г/м² (табл. 3), в то время как в доинвазионный период с 1965 по 1995 гг. средняя биомасса всего макрозообентоса там не превышала 27 г/м² [15]. Произошли некоторые изменения в структуре глубоководных донных сообществ вследствие уменьшения значимости ледниковых реликтовых ракообразных *M. affinis* и *S. entomon*. Однако численность их сократилась еще в доинвазионный период из-за ухудшения кислородного режима глубинных вод Финского залива. Снижение численности реликтовых амфипод *M. affinis* также наблюдалось на ранних стадиях инвазии *T. pseudogaster* [3]. Однако к настоящему времени популяция амфипод практически восстановилась. В частности, на станции 2 UGMS в 2019–2021 гг. биомасса *M. affinis* варьировалась в пределах 2,2–8,2 г/м², что вполне сопоставимо со среднегодовыми величинами биомассы, отмечавшимися здесь с 1985 по 1990 гг. — 2,1–20,97 г/м² [3]. Необходимо отметить, что увеличение численности и биомассы моллюсков *M. balthica* на фоне сокращения численности ракообразных характерно и для других районов Балтийского моря, что связывают с изменением климата [16].

Таблица 3

Table 3

Средняя биомасса доминирующих таксонов макрозообентоса в разных районах Финского залива в 2019–2021 гг.

Average biomass of dominant macrozoobenthos taxa in different areas of the Gulf of Finland in 2019–2021

Таксон	Мелководный район	Глубоководный район	Копорская губа	Лужская губа
<i>Marenzelleria</i> spp.	7,36±1,78	11,96±2,45	22,69±8,00	45,7±12,37
Oligochaeta	7,35±1,65	2,14±0,59	4,99±0,67	3,65±2,01

Окончание табл. 3

Fin table 3

Таксон	Мелководный район	Глубоководный район	Копорская губа	Лужская губа
<i>Monoporeia affinis</i>	0,13±0,05	1,97±0,51	0,26±0,10	0,61±0,36
<i>Saduria entomon</i>	0,4±0,31	11,4±4,56	0,02±0,01	<0,01
<i>Macoma balthica</i>	2,78±1,28	27,13±13,83	77,56±21,00	28,74±14,25
Chironomidae	0,95±0,47	<0,01	<0,01	2,88±1,77
Прочие	0,32±0,12	0,02±0,01	0,12±0,07	0,18±0,15
Макрозообентос	19,29±2,46	54,64±14,96	105,65±25,29	81,74±15,30

5. Влияние изменений макрозообентоса на биогеохимические процессы

Хотя роль донных организмов в обменных процессах на границе вода — грунт давно осознана [напр. 1], в исследовательской практике им долгое время не уделялось должного внимания. В частности, при моделировании биогеохимических процессов в Балтийском море внимание исследователей традиционно было сосредоточено на пелагических процессах [2, 17].

Макрозообентос в качестве фактора ускорения обменных придонных процессов в Балтийском море заинтересовал исследователей только в 2010-х гг., что связано с масштабной инвазией полихет рода *Marenzelleria*. Вселившиеся полихеты перекапывают грунт значительно глубже, чем местные балтийские виды донных беспозвоночных, существенно влияя на биогеохимические процессы в поверхностном слое донных осадков посредством их биотурбации (перемешивания) и биоирригации (создания сети каналов, способствующей проникновению кислорода в толщу грунта). Известно, что цикл фосфора тесно связан с кислородными условиями. При гипоксии наблюдается выход соединений фосфора из донных отложений [18]. Благодаря аэрации донных отложений полихетами увеличивается их способность удерживать соединения фосфора, и концентрация фосфатов в толще воды снижается [19, 20]. Резкие изменения в бентосе стимулировали исследования, посвящённые различным аспектам деятельности *Marenzelleria* spp., в разных регионах Балтийского моря. В частности, в восточной части Финского залива были исследованы изменения в донных отложениях залива после инвазии полихет [21, 22], оценено влияние представителей макрозообентоса на поток фосфатов на границе раздела вода—донные отложения [23], оценено преобразование биогенного режима водоема после инвазии полихет [24], проведено моделирование процесса эвтрофирования Финского залива [25] и биогеохимических процессов в донных отложениях [26] с учётом биоирригационной активности *Marenzelleria* spp.

Современный период отличается от начальной стадии инвазии, когда макрозообентос был представлен практически монокультурой *Marenzelleria* spp., значительно большей долей других видов в общей численности и биомассе бентоса (рис. 4, 5, табл. 3). По биомассе на большей части акватории на первое место вышли двустворчатые моллюски *M. balthica*. Увеличилась биомасса олигохет из-за распространения *T. pseudogaster* в глубоководных районах, где олигохеты ранее отсутствовали. В глубоководной зоне более значительную роль также стали играть реликтовые ракообразные. Перечисленные виды отличаются по образу жизни и, соответственно, влиянию на физико-химические свойства донных осадков и обменные процессы на границе воды и донных отложений.

M. arctica строят норки преимущественно U-образной формы [27]. Прокачивая через них воду, полихеты способствуют проникновению кислорода вглубь грунта. Реликтовые амфиподы *M. affinis* также способствуют аэрации донных отложений [28]. До инвазии полихет этот вид рассматривался как важнейший биотурбатор донных осадков в Балтийском море. Деятельность амфипод улучшает кислородный режим донных осадков, увеличивает скорость минерализации органических веществ, ускоряет денитрификацию и потоки биогенных веществ на границе вода—дно [28]. Причем влияние *M. affinis* и *Marenzelleria* spp. на придонные обменные процессы может быть особенно эффективно, поскольку оба вида способны к ночным вертикальным миграциям, выходя из донных отложений в водную толщу в ночное время [29]. С другой стороны, отмечен противоположный эффект действия амфипод и червей на концентрацию металлов (особенно, кадмия) в донных осадках Финского залива [10], что может свидетельствовать о наличии существенных различий в характере биотурбационной деятельности между *M. affinis* и *Marenzelleria* spp.

Биотурбация донных отложений моллюсками *M. balthica* стимулирует поступление фосфатов и соединений азота в водную толщу [30, 31], способствуя эвтрофированию. Хотя двустворчатые моллюски могут глубоко зарываться в грунт, в отличие от полихет и амфипод, они хуже вентилируют толщу донных осадков, по-видимому, поскольку используют для дыхания сифон, располагающийся вблизи поверхности дна. В тоже время глубокие норки этих моллюсков способствуют переносу поровых вод из анаэробных слоев

донных отложений в придонный слой, обогащая придонные воды неорганическими соединениями азота и фосфора [30, 31]. Однако, по-видимому, имеет место и противоположный эффект: в силу значительной (>10 лет) продолжительности жизни *M. balthica* значительное количество биогенных элементов накапливается в теле самих моллюсков и медленнее возвращается в водную среду.

Олигохета *T. pseudogaster* относится к подсемейству Tubificinae отряда Tubificida. Представители этого семейства существенно влияют на обменные процессы через границу раздела между водой и донными осадками, особенно в пресных водоемах, чему посвящена обширная литература [32]. Во всех работах отмечается увеличение выноса биогенных элементов в несколько раз в результате деятельности олигохет. Тубифициды зарываются в ил головным отделом. Они заглатывают грунт на глубине 2–5 см, пропускают его через кишечник и выбрасывают в виде фекальных пеллет на поверхность дна [5]. Вследствие такого, так называемого «конвейерного питания» олигохет происходит постоянное перемещение материала из нижних обедненных кислородом (и соответственно обогащенных фосфором) слоев грунта на границу вода — дно.

Данные натурных гидрохимических наблюдений и измерений потока фосфора через границу раздела между водой и донными отложениями в восточной части Финского залива, а также результаты математического моделирования свидетельствуют об уменьшении поступления фосфора из донных осадков в 2010-х гг. после вселения *M. arctica* [23–25]. Это привело к увеличению соотношения азот/фосфор и ряду положительных изменений в экосистеме залива, в частности, к уменьшению биомассы фитопланктона, особенно азотофиксирующих цианобактерий, и концентрации хлорофилла [24]. Исследования, проведенные в 2015 г., показали, что поток фосфора из донных отложений в восточной части Финского залива отрицательно коррелировал с численностью и биомассой полихет *M. arctica*, но положительно с биомассой олигохет *T. pseudogaster* [23]. В середине 2010-х гг. распространение *T. pseudogaster* было слишком локальным, а количество других видов донных животных на большинстве станций не было столь значительно, чтобы оказать какое-либо существенное воздействие на процессы в масштабах всего водоема. Весьма вероятно, что произошедшие к настоящему времени изменения бентоса привели к увеличению выноса фосфора из донных осадков по сравнению с периодом тотального доминирования полихет в донных сообществах. Однако точный ответ могут дать только натурные исследования фосфорного обмена на границе воды и донных отложений в современных условиях.

6. Заключение

Проведенные исследования подтвердили сложившееся представление о высокой динамичности донных сообществ восточной части Финского залива. К настоящему времени одними из наиболее многочисленных представителей донной фауны залива стали чужеродные кольчатые черви *T. pseudogaster* и *M. arctica*. Развитие чужеродных червей не привело к заметному снижению численности и биомассы ранее обитавших в Финском заливе видов, вследствие чего образовались богатые в качественном и количественном отношении донные сообщества. Слагающие сообщества виды отличаются по образу жизни и своему влиянию на физико-химические свойства донных осадков и биогеохимические процессы. Кроме того, учитывая высокую плотность популяций донных животных в Финском заливе, есть все основания полагать возможность межвидовых взаимодействий, например, из-за соединения систем ходов разных видов. В силу различий в характере биотурбационной активности доминирующих в макрозообентосе восточной части Финского залива видов в настоящее время трудно оценить даже направление обменных процессов на границе вода—дно.

Благодарности

Авторы благодарят В.Г. Власову и И.Г. Ципленкину (ЗИН РАН) за помощь в обработке и определении материала, и двух анонимных рецензентов, чьи полезные замечания помогли существенно улучшить текст статьи.

Финансирование

Работа выполнена по госзаданию Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (темы № 122031100274-7 и 122031100283-9) при частичной поддержке Программы приграничного сотрудничества Россия—Эстония, ER90 HAZLESS (2019–2021).

Funding

This work was carried out under the State order of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation (theme № 122031100274-7 and 122031100283-9) with partial support of the Russia-Estonia Cross-Border Cooperation Program, ER90 HAZLESS (2019–2021).

Литература

1. Бреховских В.Ф., Казмирук В.Д., Вишневская Г.Н. Биота в процессах массопереноса в водных объектах. М.: Наука, 2008. 315 с.
2. Ehrnsten E., Savchuk O., Gustafsson B. Modelling the effects of benthic fauna on carbon, nitrogen and phosphorus dynamics in the Baltic Sea // Biogeosciences. 2022. Vol. 19. P. 3337–3367 doi:10.5194/bg-19-3337-2022
3. Максимов А.А. Межгодовая и многолетняя динамика макрозообентоса на примере вершины Финского залива. СПб.: Нестор-История, 2018. 260 с.
4. Golubkov S., Tiunov A., Golubkov M. Food-web modification in the eastern Gulf of Finland after invasion of *Marenzelleria arctica* (Spionidae, Polychaeta) // NeoBiota. 2021. Vol. 66. P. 75–94.
5. Anschutz P., Ciutat A., Lecroart P. et al. Effects of Tubificid Worm Bioturbation on Freshwater Sediment Biogeochemistry // Aquatic Geochemistry. 2012. Vol. 18. P. 475–497. doi:10.1007/s10498-012-9171-6
6. Kauppi L., Norkko J., Ikonen J., Norkko A. A Seasonal variability in ecosystem functions: quantifying the contribution of invasive species to nutrient cycling in coastal ecosystems // Marine Ecology Progress Series. 2017. Vol. 572. P. 193–207. doi:10.3354/meps12171
7. Крек А.В., Крек Е.В., Ежова Е.Е. и др. Экспедиционные исследования в Балтийском море в 55-м рейсе ПС “Академик Иоффе” // Океанология. 2021. Т. 61, № 4. С. 662–665. doi:10.31857/S0030157421040067
8. Ежова Е.Е. и др. Состояние зообентоса в восточной части финского залива и юго-восточной части Балтийского моря летом 2022 г. // Морские исследования и образование (MARESEDU)-2022. Труды XI Международной научно-практической конференции. Том III (IV). Тверь: ПолиПРЕСС, 2022. С. 146–150.
9. Гусев А.А., Бубнова Е.С. Состояние зообентоса и экологический статус вод вдоль центрального разреза Финского залива в 2020 г., Балтийское море // Труды ВНИРО. 2023. Т. 193. С. 152–161.
10. Maximov A.A., Berezina N.A. Benthic Opportunistic Polychaete/Amphipod Ratio: An Indicator of Pollution or Modification of the Environment by Macroinvertebrates? // Journal of Marine Science and Engineering. 2023. Vol. 11, N 1. P. 190. doi:10.3390/jmse11010190
11. Dauvin J.-C. Twenty years of application of Polychaete/Amphipod ratios to assess diverse human pressures in estuarine and coastal marine environments: A review // Ecological Indicators. 2018. Vol. 95. P. 427–435. doi:10.1016/j.ecolind.2018.07.049
12. Determination of photosynthetic pigments. Report of SCOR — UNESCO working group 17 on determination of photosynthetic pigments // Determination of photosynthetic pigments in sea-water. Paris: UNESCO, 1966. P. 9–18.
13. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1970. 488 с.
14. Тамулёнис А.Ю., Гагаев С.Ю., Стратаненко Е.А. и др. Инвазия полихеты *Laonome xeprovala* Bick & Bastrop, 2018 (Savellidae, Polysnaeta) в устья рек Луга и Хаболовка (Лужская губа, Финский залив) // Российский журнал биологических инвазий. 2020. Т. 13, № 1. С. 52–60.
15. Давидан И.Н., Савчук О.П. (ред.). Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Вып. 5. Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. Ч. 2. Гидрометеорологические, гидрохимические, гидробиологические, геологические условия и динамика вод Финского залива. СПб.: Гидрометеиздат, 1997. 449 с.
16. Rousi H., Laine A.O., Peltonen H. et al. Long-term changes in coastal zoobenthos in the northern Baltic Sea: the role of abiotic environmental factors // ICES Journal of Marine Science. 2013. Vol. 70, N 2. P. 440–451. doi:10.1093/icesjms/fss197
17. Eilola K., Gustafsson B.G., Kuznetsov I. et al. Evaluation of biogeochemical cycles in an ensemble of three state-of-the-art numerical models of the Baltic Sea // Journal of Marine Systems. 2011. Vol. 88, N 2. P. 267–284. doi:10.1016/j.jmarsys.2011.05.004
18. Carstensen J., Conley D.J., Bonsdorff E. et al. Hypoxia in the Baltic Sea: Biogeochemical Cycles, Benthic Fauna, and Management // AMBIO. 2014. Vol. 43. P. 26–36. doi:10.1007/s13280-013-0474-7
19. Norkko J., Reed D.C., Timmermann K. et al. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species // Global Change Biology. 2012. Vol. 18, N 2. P. 422–434. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02513.x
20. Maximov A., Bonsdorff E., Eremina T.R. et al. Context-dependent consequences of *Marenzelleria* spp. (Spionidae: Polychaeta) invasion for nutrient cycling in the Northern Baltic Sea // Oceanologia. 2015. Vol. 57, N 4. P. 342–348. doi:10.1016/j.oceano.2015.06.002
21. Еремина Т.Р., Волощук Е.В., Максимов А.А. Оценка биогеохимических изменений в донных отложениях восточной части Финского залива вследствие вселения полихет *Marenzelleria* spp. // Известия РГО. 2016. Т. 148, № 1. С. 55–71.
22. Волощук Е.В., Максимов А.А. Оценка влияния биотурбационной активности полихет *Marenzelleria Arctica* на содержание веществ в донных отложениях восточной части Финского залива // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2017. Т. 10, № 2. С. 34–40.
23. Berezina N.A., Maximov A.A., Vladimirova O.M. Influence of benthic invertebrates on phosphorus flux at the sediment–water interface in the easternmost Baltic Sea // Marine Ecology Progress Series. 2019. Vol. 608. P. 33–43. doi:10.3354/meps12824

24. Максимов А.А., Еремина Т.Р., Ланге Е.К. и др. Режимная перестройка экосистемы восточной части Финского залива вследствие инвазии полихет *Marenzelleria arctica* // Океанология. 2014. Т. 54, № 1. С. 52–59. doi:10.7868/S0030157413060063
25. Isaev A.V., Eremina T.R., Ryabchenko V.A., Savchuk O.P. Model estimates of the impact of bioirrigation activity of *Marenzelleria* spp. on the Gulf of Finland ecosystem in a changing climate // Journal of Marine Systems. 2017. Vol. 171. P. 81–88. doi:10.1016/j.jmarsys.2016.08.005
26. Волощук Е.В., Ерёмина Т.Р., Рябченко В.А. Моделирование биогеохимических процессов в донных отложениях в восточной части Финского залива с использованием диагенетической модели // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2015. Т. 8, № 4. С. 106–113.
27. Renz J.R., Forster S. Are similar worms different? A comparative tracer study on bioturbation in the three sibling species *Marenzelleria arctica*, *M. viridis*, and *M. neglecta* from the Baltic Sea // Limnology and Oceanography. 2013. Vol. 58, N6. P. 2046–2058. doi:10.4319/lo.2013.58.6.2046
28. Karlson K., Hulth S., Rosenberg R. Density of *Monoporeia affinis* and biogeochemistry in Baltic Sea sediments // Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 2007. Vol. 344. P. 123–135. doi:10.1016/j.jembe.2006.11.016
29. Lehtoranta J., Pitkänen H. Binding of phosphate in sediment accumulation areas of the eastern Gulf of Finland, Baltic Sea // Hydrobiologia. 2003. Vol. 492, N1. P. 55–67. doi:10.1023/A:1024869929510
30. Karlson K., Hulth S., Ringdahl K., Rosenberg R. Experimental recolonisation of Baltic Sea reduced sediments: survival of benthic macrofauna and effects on nutrient cycling // Marine Ecology Progress Series. 2005. Vol. 294. P. 35–49. doi:10.3354/meps294035
31. Viitasalo-Frösén S., Laine A., Lehtiniemi M. Habitat modification mediated by motile surface stirrers versus semi-motile burrowers: potential for a positive feedback mechanism in a eutrophied ecosystem // Marine Ecology Progress Series. 2009. Vol. 376. P. 21–32. doi:10.3354/meps07788
32. Жукова Т.В. Роль биоты в выносе биогенных элементов из донных отложений в воду (Обзор) // Гидробиологический журнал. 1997. Т. 33, № 6. С. 3–14.

References

1. Brekhovskikh V.F., Kazimiruk V.D., Vishnevskaya G.N. Biota in mass transfer processes in water bodies. Moscow, Nauka, 2008. 315 p. (In Russian).
2. Ehrnsten E., Savchuk O., Gustafsson B. Modelling the effects of benthic fauna on carbon, nitrogen and phosphorus dynamics in the Baltic Sea. *Biogeosciences*. 2022. Vol. 19. P. 3337–3367. doi:10.5194/bg-19-3337-2022
3. Maximov A.A. Interannual and long-term dynamics of macrozoobenthos (the case study from the inner Gulf of Finland). St. Petersburg, Nestor-Istoria, 2018. 260 p.
4. Golubkov S., Tiunov A., Golubkov M. Food-web modification in the eastern Gulf of Finland after invasion of *Marenzelleria arctica* (Spionidae, Polychaeta). *NeoBiota*. 2021, 66, 75–94.
5. Anschutz P., Ciutat A., Lecroart P. et al. Effects of Tubificid Worm Bioturbation on Freshwater Sediment Biogeochemistry. *Aquatic Geochemistry*. 2012, 18, 475–497. doi:10.1007/s10498-012-9171-6
6. Kauppi L., Norkko J., Ikonen J., Norkko A. Seasonal variability in ecosystem functions: quantifying the contribution of invasive species to nutrient cycling in coastal ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*. 2017, 572, 193–207. doi:10.3354/meps12171
7. Krek A.V., Krek E.V., Ezhova E.E. et al. Field research in the Baltic Sea on cruise 55 of the P/V Akademik Ioffe. *Oceanology*. 2021, 61, 4, 581–583. doi:10.1134/S0001437021040068
8. Ezhova E.E. et al. The state of zoobenthos in the eastern part of the Gulf of Finland and the southeastern part of the Baltic Sea in the summer of 2022. XI International conference Marine Research and Education (MARESEDU)-2022. V. III (IV). Tver, PoliPRESS. 2022, 146–150 (In Russian).
9. Gusev A.A., Bubnova E.S. State of zoobenthos and marine ecological status along the central part of the Gulf of Finland in 2020, Baltic Sea. *Trudy VNIRO*. 2023, 193, 152–161 (In Russian).
10. Maximov A.A., Berezina N.A. Benthic Opportunistic Polychaete/Amphipod Ratio: An Indicator of Pollution or Modification of the Environment by Macroinvertebrates? *Journal of Marine Science and Engineering*. 2023, 11, 1, 190. doi:10.3390/jmse11010190
11. Dauvin J.-C. Twenty years of application of Polychaete/Amphipod ratios to assess diverse human pressures in estuarine and coastal marine environments: A review. *Ecological Indicators*. 2018, 95, 427–435. doi:10.1016/j.ecolind.2018.07.049
12. Determination of photosynthetic pigments. Report of SCOR — UNESCO working group 17 on determination of photosynthetic pigments. *Determination of Photosynthetic Pigments in Sea-Water*. Paris, UNESCO, 1966, 9–18.
13. Arinushkina E.V. Manual to chemical analysis of soils. Moscow, MGU, 1970. 488 p. (In Russian).
14. Tamulyonis A.Y., Gagaev S.Yu., Stratanenko E. et al. Invasion of the Polychaeta *Laonome xeprovala* Bick & Bastrop, 2018 (Sabellidae, Polychaeta) into the Estuary of the Luga and Khabolovka Rivers (Luga Bay, Gulf of Finland). *Russian journal of biological invasions*. 2020, 11, 2, 148–154. doi:10.1134/S2075111720020113

15. Davidan I.N., Savchuk O.P. (eds.). Problems of research and mathematical modeling of the Baltic Sea ecosystem. Issue 5 Ecosystem models. Assessment of the current state of the Gulf of Finland. Part 2 Hydrometeorological, hydrochemical, hydrobiological, geological conditions and dynamics of waters in the Gulf of Finland. *St. Petersburg, Gidrometeoizdat*, 1997. 449 p. (In Russian).
16. Rousi H., Laine A.O., Peltonen H. et al. Long-term changes in coastal zoobenthos in the northern Baltic Sea: the role of abiotic environmental factors. *ICES Journal of Marine Science*. 2013, 70, 2, 440–451. doi:10.1093/icesjms/fss197
17. Eilola K., Gustafsson B.G., Kuznetsov I. et al. Evaluation of biogeochemical cycles in an ensemble of three state-of-the-art numerical models of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*. 2011, 88, 2, 267–284. doi:10.1016/j.jmarsys.2011.05.004
18. Carstensen J., Conley D.J., Bonsdorff E. et al. Hypoxia in the Baltic Sea: Biogeochemical Cycles, Benthic Fauna, and Management. *AMBIO*. 2014, 43, 26–36. doi:10.1007/s13280-013-0474-7
19. Norkko J., Reed D.C., Timmermann K. et al. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology*. 2012, 18, 2, 422–434. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02513.x
20. Maximov A. et al. Context-dependent consequences of *Marenzelleria* spp. (Spionidae: Polychaeta) invasion for nutrient cycling in the Northern Baltic Sea. *Oceanologia*. 2015, 57, 4, 342–348. doi:10.1016/j.oceano.2015.06.002
21. Eremina T.R., Voloshchuk E.V., Maximov A.A. Assessment of biogeochemical changes in the sediments of the Eastern part of the Gulf of Finland due to invasion of polychaetes *Marenzelleria* spp. on evidence from observation data and modeling results. *Izvestiya RGO*. 2016, 148, 1, 55–71. (In Russian).
22. Voloshchuk E.V., Maximov A.A. Assessment of influence of *Marenzelleria* Arctia bioturbation activity on substances content in the sediments of the Eastern Gulf of Finland. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2017, 10(2), 34–40.
23. Berezina N.A., Maximov A.A., Vladimirova O.M. Influence of benthic invertebrates on phosphorus flux at the sediment–water interface in the easternmost Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 2019, 608, 33–3. doi:10.3354/meps12824
24. Maximov A.A., Eremina T.R., Lange E.K. et al. Regime shift in the ecosystem of the eastern Gulf of Finland caused by the invasion of the polychaete *Marenzelleria arctica*. *Oceanology*. 2014, 54, 1, 46–53. doi:10.1134/S0001437013060052
25. Isaev A.V., Eremina T.R., Ryabchenko V.A., Savchuk O.P. Model estimates of the impact of bioirrigation activity of *Marenzelleria* spp. on the Gulf of Finland ecosystem in a changing climate. *Journal of Marine Systems*. 2017, 171, 81–88. doi:10.1016/j.jmarsys.2016.08.005
26. Voloshchuk E.V., Eremina T.R., Ryabchenko V.A. Modeling of biogeochemical processes in the sediments of the eastern part of the Gulf of Finland by means of diagenetic model. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2015, 8, 4, 106–113. (In Russian).
27. Renz J.R., Forster S. Are similar worms different? A comparative tracer study on bioturbation in the three sibling species *Marenzelleria arctica*, *M. viridis*, and *M. neglecta* from the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography*. 2013, 58, 6, 2046–2058. doi:10.4319/lo.2013.58.6.2046
28. Karlson K., Hulth S., Rosenberg R. Density of *Monoporeia affinis* and biogeochemistry in Baltic Sea sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 2007, 344, 123–135. doi:10.1016/j.jembe.2006.11.016
29. Lehtoranta J., Pitkänen H. Binding of phosphate in sediment accumulation areas of the eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. *Hydrobiologia*. 2003, 492, 1, 55–67. doi:10.1023/A:1024869929510
30. Karlson K., Hulth S., Ringdahl K., Rosenberg R. Experimental recolonisation of Baltic Sea reduced sediments: survival of benthic macrofauna and effects on nutrient cycling. *Marine Ecology Progress Series*. 2005, 294, 35–49. doi:10.3354/meps294035
31. Viitasalo-Frösén S., Laine A., Lehtiniemi M. Habitat modification mediated by motile surface stirrers versus semi-motile burrowers: potential for a positive feedback mechanism in a eutrophied ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*. 2009, 376, 21–32. doi:10.3354/meps07788
32. Zhukova T.V. Role of biota in flux of nutrients from bottom sediments into water (Review). *Gidrobiologicheskii Zhurnal*. 1997, 33, 6, 3–14 (In Russian).

Об авторах

МАКСИМОВ Алексей Александрович, ведущий научный сотрудник, доктор биологических наук, ORCID: 0000-0002-8581-6994, WoS ResearcherID R-9101-2016, Scopus Author ID 14060602000, SPIN-код: 6157-3210, e-mail: alexeymaximov@mail.ru

БЕРЕЗИНА Надежда Александровна, ведущий научный сотрудник, кандидат биологических наук, ORCID: 0000-0003-3057-5596, Web of Science ResearcherID: R-1968-2016, Scopus Author ID: 35581205300, SPIN-код: 5635-1779, e-mail: nadezhda.berezina@zin.ru

МАКСИМОВА Ольга Борисовна, старший научный сотрудник, кандидат биологических наук, Scopus Author ID 58671595400, SPIN-код: 9485-4859, e-mail: olgamaximova@mail.ru

УДК 551.465

© V. T. Paka, V. M. Zhurbas, M. N. Golenko*, A. O. Korzh, A. A. Kondrashov, 2024

Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, 36 Nakhimovsky Prosp., Moscow 117997, Russia

*e-mail: m.golenko@yahoo.com

VARIABILITY OF SALTWATER FLOW IN THE HOBURG CHANNEL, BALTIC SEA: IN SITU MEASUREMENTS VS NEMO MODELLING

Received 28.12.2023, Revised 13.05.2024, Accepted 14.05.2024

Abstract

A half-year long time series of the bottom layer velocity measured in situ in the Hoburg Channel displayed seven-day oscillations of the saltwater flow. The flow was characterized by alterations of surges with the increase of northward velocity to approximately 0.2–0.3 m/s and blockages when the northward velocity vanishes or becomes small negative. The measured time series of the northward velocity component was surprisingly highly correlated with the simulation by NEMO reanalysis at the correlation coefficient of 0.82 and the 95 % confidence limits of 0.76–0.86. The seven-day oscillations were accompanied by almost synchronous oscillations of the southeast component of the wind vector. It can be considered convincing evidence that the seven-day oscillations in the saltwater flow were caused by wind forcing.

Keywords: Tilt current meter, bottom layer, Baltic Sea, saltwater flow, NEMO, wind forcing, near bottom currents, correlation

UDC 551.465

© В. Т. Пака, В. М. Журбас, М. Н. Голенко*, А. О. Корж, А. А. Кондрашов, 2024

Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, 117997, Москва, Нахимовский проспект, д. 36

*e-mail: m.golenko@yahoo.com

ИЗМЕНЧИВОСТЬ ПОТОКА СОЛЕНОЙ ВОДЫ В КАНАЛЕ ХОБУРГ, БАЛТИЙСКОЕ МОРЕ: ИЗМЕРЕНИЯ И МОДЕЛИРОВАНИЕ NEMO

Статья поступила в редакцию 28.12.2023, после доработки 13.05.2024, принята в печать 14.05.2024

Аннотация

Полугодовой временной ряд скорости течения в придонном слое, измеренный в проливе Хобург, показал семидневные колебания потока соленой воды. Течение характеризовалось сменой нагонов с увеличением скорости, направленной на север, примерно до 0,2–0,3 м/с и блокировок, когда скорость в северном направлении исчезала или принимала малые отрицательные значения. Измеренные временные ряды северной компоненты скорости на удивление хорошо коррелировали с модельной скоростью течения, полученной с помощью реанализа NEMO. Коэффициент корреляции составлял 0,82 при 95 % доверительном интервале [0,76, 0,86]. Семидневные колебания сопровождались практически синхронными колебаниями юго-восточной составляющей вектора ветра. Это можно считать убедительным доказательством того, что семидневные колебания потока соленой воды были вызваны ветровым воздействием.

Ключевые слова: Инклинометрический измеритель скорости течения, придонный слой, Балтийское море, поток соленой воды, модель NEMO, ветровое воздействие, придонные течения, корреляция

1. Introduction

Saltwater inflows from the North Sea are known as the only process ventilating the Baltic Sea deep waters [1, 2]. For this reason, saltwater dynamics and deep water currents remain a challenge for the Baltic Sea oceanographers involved in the in situ measurements and modeling [3–16]. The comparison of in situ measurements

Ссылка для цитирования: Пака В.Т., Журбас В.М., Голенко М.Н., Корж А.О., Кондрашов А.А. Изменчивость потока соленой воды в канале Хобург, Балтийское море: измерения и моделирование NEMO // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2024. Т. 17, № 2. С. 94–102. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-8

For citation: Paka V.T., Zhurbas V.M., Golenko M.N., Korzh A.O., Kondrashov A.A. Variability of saltwater flow in the Hoburg Channel, Baltic Sea: in situ measurements vs NEMO modelling. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2024, 17, 2, 94–102. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-8

of deep water currents versus modelling results is therefore an important test of the adequacy of the Baltic Sea circulation models. Zhurbas et al. [12] reported on a reasonable agreement of the mean currents and standard deviations modelled by GETM and the in situ velocity measurements in the bottom layer of the Bornholm and Gotland deeps [17, 18].

The Hoburg Channel (HC), a sloping-down underwater trough which connects the Słupsk Furrow on the south-west and the Gotland Deep on the northeast (Fig. 1), is the only pathway for the saltwater flow to enter the deep basins of the northern Baltic Proper. Since 2016, the Shirshov Institute of Oceanology has been conducting monitoring measurements of bottom currents on the eastern slope of the HC at a point with coordinates (19.13°E, 55.88°N). There were several causes to choose this location for the monitoring measurements. Firstly, it is located directly on the pathway of saltwater flow. Secondly, due to a topography constriction created by the Klaipeda Bank (see Fig. 1), this point is located in a “bottle neck” for the northeast saltwater flow which therefore can be considered as a hotspot for bottom friction, mixing and dissipation [12, 14]. And third, but not least important, this point is located in the economic zone of Russia and is therefore always available for deployment of moored instruments without permission from other countries.

Acoustic velocity profilers, which have been widely using in oceanography last decades, are of little use in a thin bottom layer due to the reflection of the acoustic signal. This niche can be occupied by the tilt current meter (TCM), a relatively cheap and easy-to-manufacture device suspended at a minimum distance above the bottom [14]. The objective of this work is providing the comparison of the in situ measurements of saltwater flow velocity in a thin bottom layer of HC by TCM and the results of NEMO marine reanalysis.

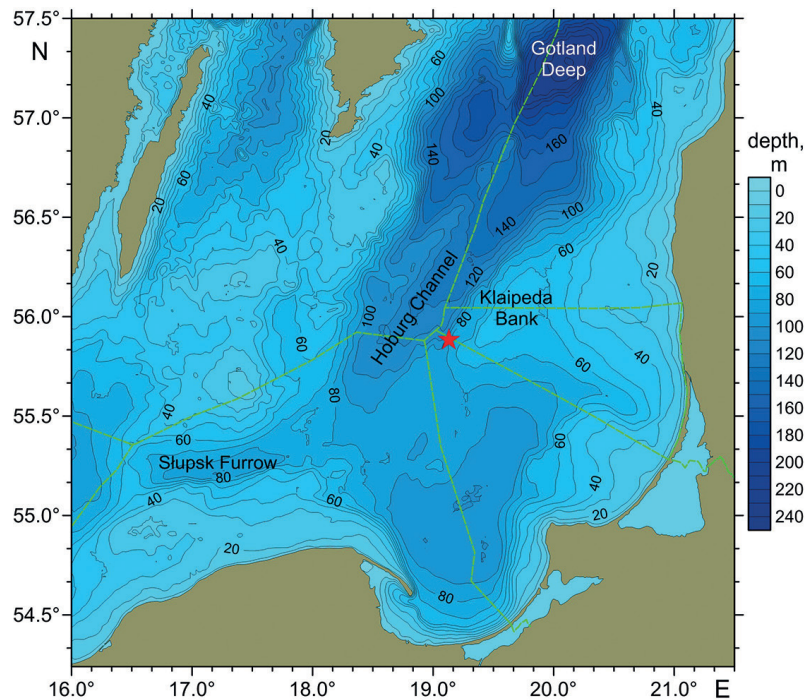


Fig. 1. Bathymetric map of the southeastern Baltic Sea. The TCM deployment location is marked with a red asterisk. The boundaries of economic zones are shown with a green dashed line

2. Materials and Methods

Measurements of current velocity in a thin bottom layer were performed with TCM, an autonomous device of own design [14]. The TCM was anchored at 1 m height above the bottom at a point with coordinates (19.13°E, 55.88°N) where the sea depth is 85 m and which is located on the eastern slope of HC directly on the pathway of saltwater flow. The time series of the velocity components with 10 min time step measured by TCM during the period of 163 days from November 6, 2022 to April 18, 2023 was low-pass filtered with 1 day window to remove inertial oscillations and higher frequency fluctuations. As a result, time series of velocity components u and v of $163 \times 4 = 652$ items long with the time step of 6 h were compiled for further processing and comparison with results of modelling.

The release of the latest version of the Baltic Sea reanalysis, NEMO-Nordic 2.0 [19], was used to compile the modelled time series u , v , temperature T , and salinity S with 6 h time step for the same period at the same location. The only difference between the measured and modelled velocity time series was the height above the bottom which was $h = 1$ m for the TCM measurements and $h = 5.5$ m for the NEMO simulation where the thickness of the closest-to-bottom model layer was $2h = 11$ m. The hourly time series of u , v , T , and S on the model grid of 1 nautical mile spacing in the Baltic Sea for the period 06.11.2022–18.04.2023 were downloaded from https://data.marine.copernicus.eu/product/BALTICSEA_ANALYSISFORECAST_PHY_003_006/download?dataset=cmems_mod_bal_phy_anfc_PT1H-i_202311 (last access on Dec 23, 2023).

In this study we also used the hourly time series of the 10 m level wind velocity from the ERA5 reanalysis downloaded through <https://www.ecmwf.int/en/forecasts/dataset/ecmwf-reanalysis-v5> (last access on Dec 23, 2023).

3. Results

Even a prompt look at a plot of the v component velocity time series indicates an extremely high correspondence between the measured and simulated saltwater flow variability in the bottom layer of HC (Fig. 2). This visual perception is confirmed by calculations: correlation coefficient between the measured and simulated time series of v was found to be 0.82 at the 95 % confidence interval of [0.76, 0.86]. The v time series are characterized by undulations of the northward velocity component mainly between -0.05 m/s and 0.25 m/s with the period of approximately 7 days and the mean value of 0.106 m/s and 0.094 m/s for the TCM and NEMO, respectively.

The seven-day period of velocity fluctuation is clearly identified at velocity spectra (Fig. 3). The velocity spectra also display a peak related to inertial oscillations with the period of 14.4 hours. At frequencies lower than the inertial frequency, the velocity spectra obtained from field measurements and simulations are almost identical — the difference is within the 95 % confidence limits. At frequencies above the inertial frequency, the simulated velocity spectrum falls off faster than the measured velocity spectrum, since the hydrostatic model is unable to reproduce short-period internal waves.

The velocity hodograph (Fig. 4) calculated by integrating the measured and simulated time series displays almost straight-line displacements at the angle $\varphi = 96^\circ$ and 74° , respectively, where φ is counted counterclockwise from the east (or from the x axis).

The spatial structure of the seven-day undulations of saltwater flow in HC is illustrated in Figs. 5 and 6, where vertical profiles of velocity components and maps of the bottom layer velocity simulated by NEMO are presented for two moments marked by black triangles on the time axis of Fig. 2. The two moments, November 12 and 16, 2022, correspond to local maximum and minimum of the northward velocity of saltwater flow, respectively (see Fig. 2). In the first moment, the v component is maximum in the bottom layer reaching 0.2 m/s, decreases to 0.05 m/s at the top of the permanent halocline (18 m depth), and is vanishingly small in the upper mixed layer (less than 0.01 m/s). In the second moment, the v component varies from -0.09 m/s to -0.06 m/s in the saltwater layer and from -0.03 m/s to -0.02 m/s in the upper mixed layer. Therefore, the northward saltwater flow being maximum in the first moment is entirely blocked in the second moment.

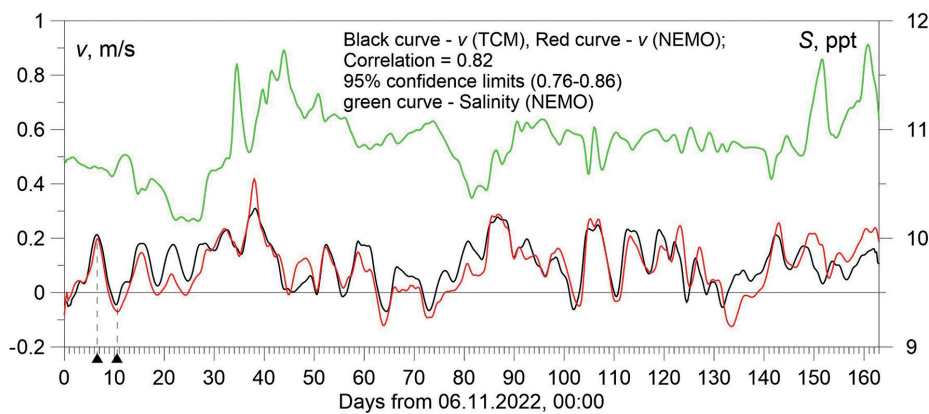


Fig. 2. Low-pass filtered time series (periods ≥ 1 day) of the v -component of velocity measured by TCM and simulated by NEMO (black and red curves, respectively), and salinity simulated by NEMO (green curve) in the bottom layer of HC for a 163 day period from November 6, 2022 to April 18, 2023

Fig. 3. Spectral density of velocity fluctuations in the bottom layer measured by TCM (black curve) and simulated by NEMO (red curve). Both the measured and modeled spectra have maxima at periods of 7 days and 14.4 hours, the former is probably related to the synoptic wind stress variability and the latter is obviously caused by inertial oscillations. Note that the inertial oscillation maximum from the model is more energetic than that from the *in situ* measurements. A suppression of the measured inertial oscillations is probably caused by the closeness of the measurement point to the steep bottom (approx. 1 m height above the seabed)

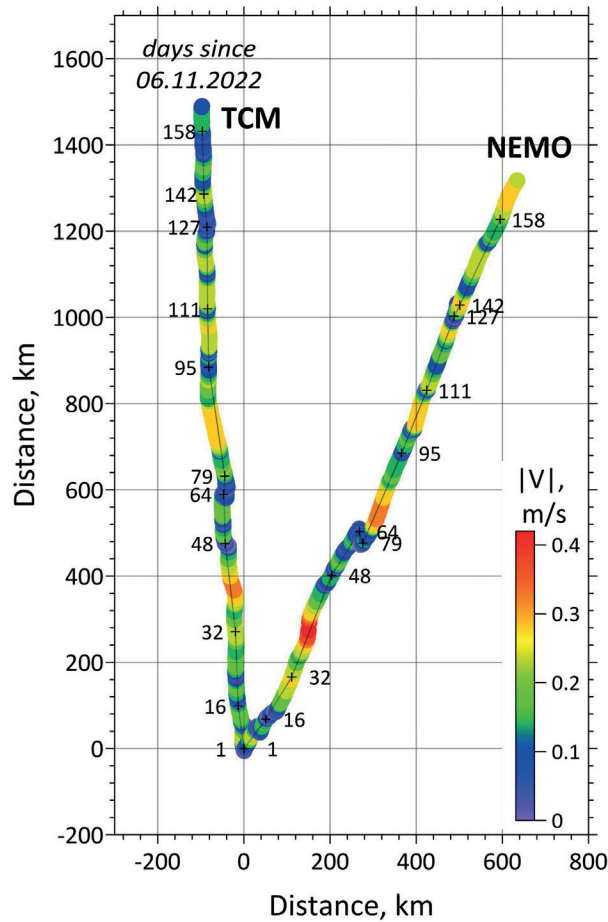
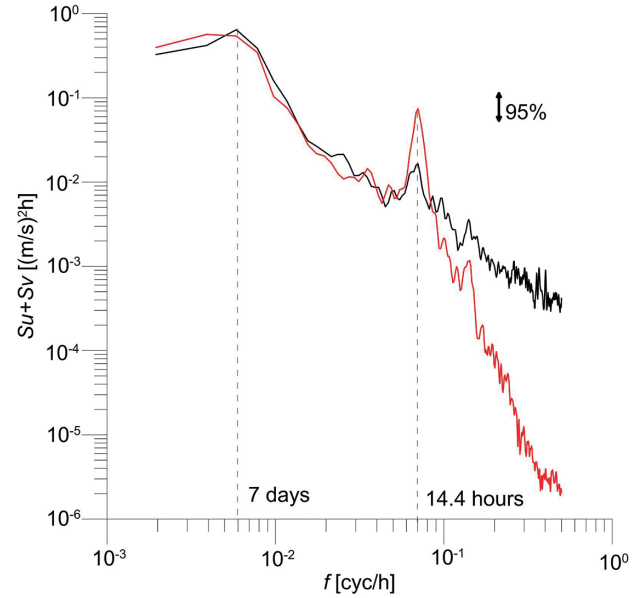


Fig. 4. Hodograph calculated from the 163 day velocity time series in the bottom layer of HC measured by TCM and simulated by NEMO

To determine the cause of blocking the northward flow of saltwater in HC, let's turn to the maps of the bottom layer current superimposed by wind velocity maps for the same two moments (Fig. 6). It is clearly seen that the enhanced saltwater flow to the north in HC on November 12, 2022 was accompanied by a westerly wind, while the blockage of saltwater flow the north on November 16, 2022 was accompanied by an easterly wind. Therefore, we can assume that the seven-day fluctuations of saltwater flow through HC are controlled by wind forcing.

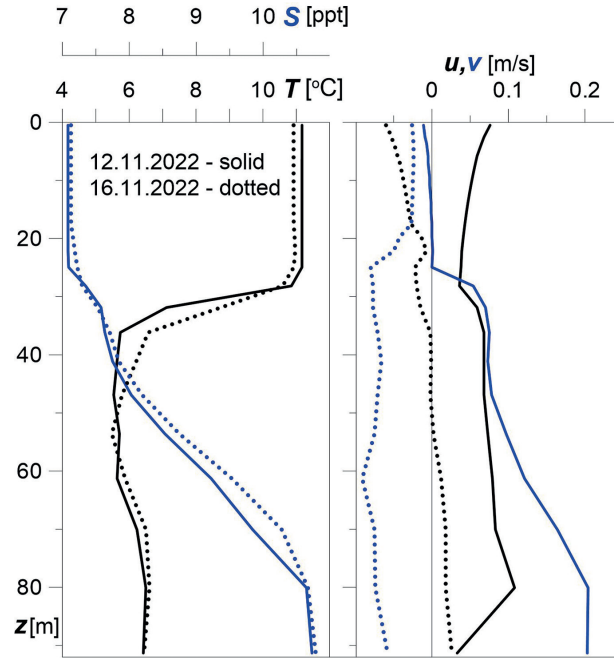


Fig. 5. Vertical profiles of temperature T , salinity S , and velocity components, u and v , for November 12 and 16, 2022

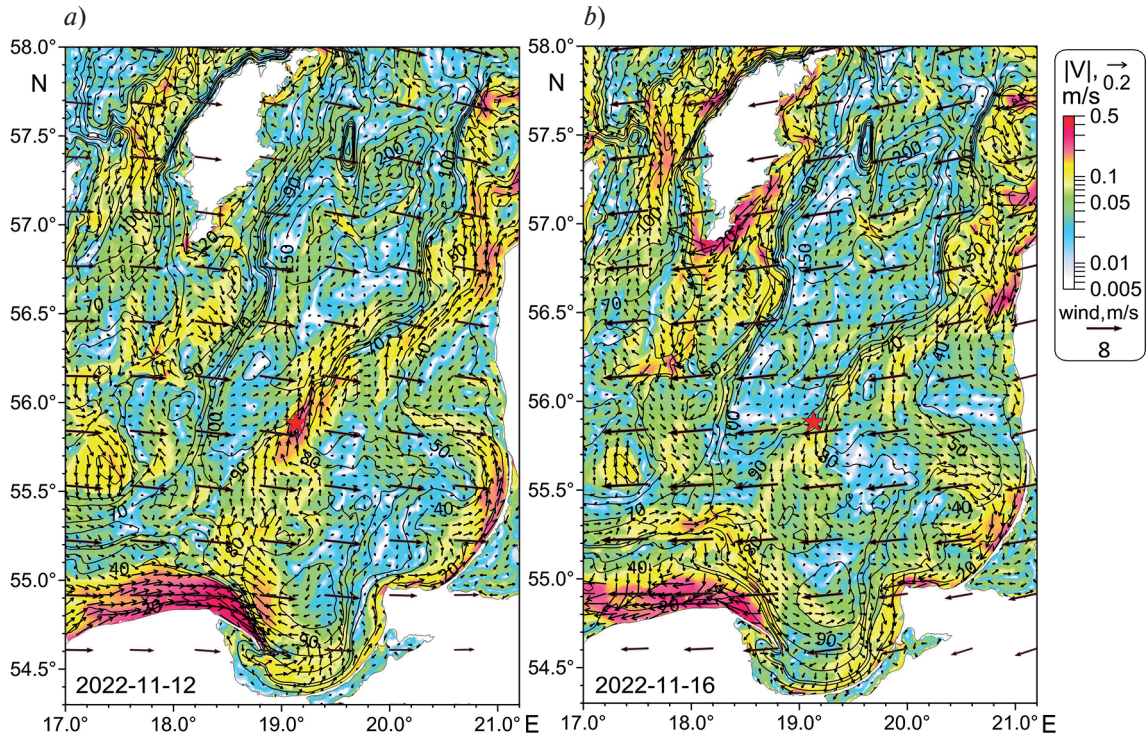


Fig. 6. Maps of the daily-averaged bottom layer currents (the small closely-spaced arrows and colors) simulated by NEMO for November 12 (a) and 16 (b), 2022 superimposed by the daily-averaged 10-m wind vectors (the large rarely-spaced arrows)

Following Zhurbas and Väli [15] and Zhurbas et al. [13], in order to find out which wind direction favours more/less the northward saltwater transport in HC, the correlation coefficient between the v component of the bottom layer velocity, both measured by TCM and simulated, and the projection of wind stress vector to the angle $\varphi \in (0^\circ, 360^\circ)$ was calculated from the 163 day time series (Fig. 7). The daily-averaged wind stress values were calculated as the

arithmetic mean of 24 consecutive terms of the hourly wind stress time series, while the hourly wind stress values were estimated from the 10 m level wind using empirical bulk parameterization by Large and Pond [20]. It is seen from Fig. 7 that the maximum correlation between the v component of the bottom layer velocity and the wind stress vector projection was 0.55 (with the 95 % confidence limits of 0.44–0.65) at $\varphi = 307^\circ$ and 0.40 (with the 95 % confidence limits of 0.26–0.52) at $\varphi = 326^\circ$ for the TCM measurements and NEMO simulation, respectively.

To more clearly demonstrate the connection between the seven-day fluctuations in the northward saltwater flow in HC and wind conditions, Fig. 8 presents the low-pass filtered time series (periods ≥ 1 day) of the v -component of velocity measured by TCM and the projection of the 10 m wind vector to the angle $\varphi = 296^\circ$ ($W_{10}(296^\circ)$) at which the correlation was maximum (0.54 with the 95 confidence limits of 0.42–0.64). During some periods of time the v and $W_{10}(296^\circ)$ time series display almost synchronous seven-day fluctuations. It can be considered convincing evidence that the seven-day fluctuations in the northward saltwater transport in HC were caused by wind forcing. The maximum correlation between v on the one hand and the projection of the wind stress vector or the projection of the wind velocity vector on the other hand is achieved at different, although quite close, angle values φ . In principle, one should not expect the exact coincidence of the angles φ , because the vectors of wind stress and wind velocity, coinciding in direction, are nonlinearly related in magnitude.

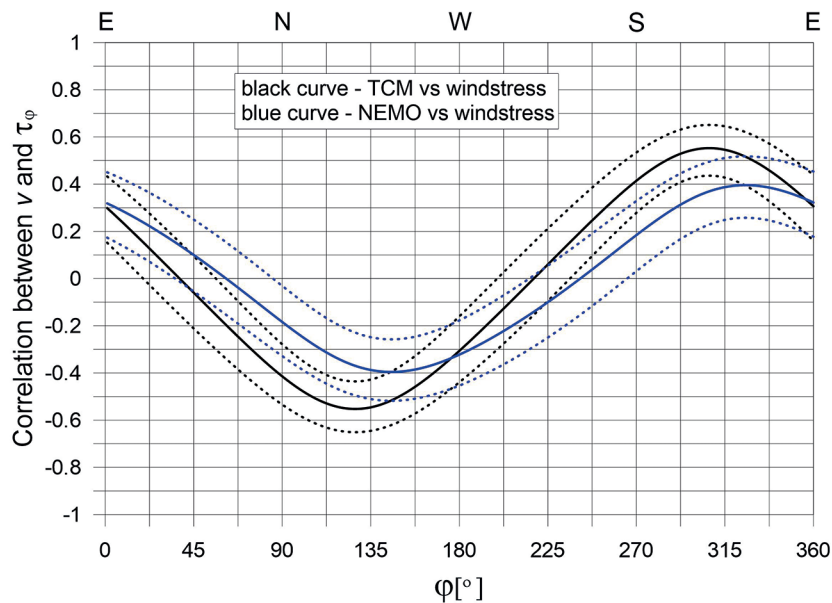


Fig. 7. Correlation between the north component of the bottom layer velocity v and the wind stress projection to the angle φ (solid curves). Dotted curves show 95 % confidence limits

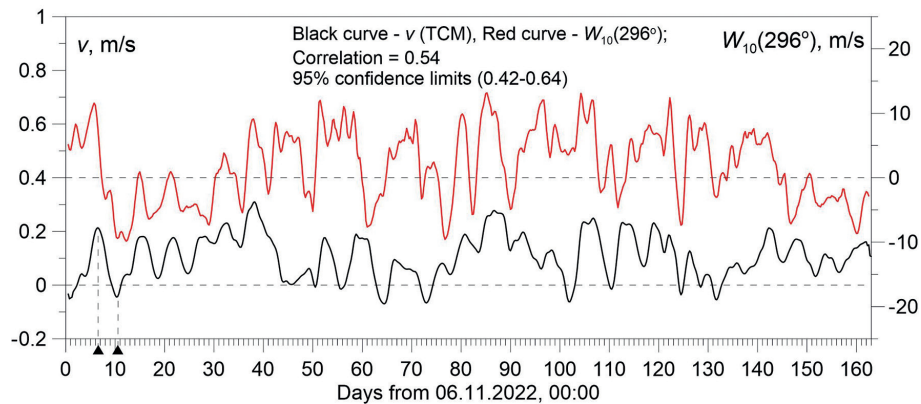


Fig. 8. Low-pass filtered time series (periods ≥ 1 day) of the v -component of velocity measured by TCM and the projection of the 10 m wind vector to the angle $\varphi = 296^\circ$ (black and red curves, respectively)

4. Discussion and conclusions

This paper presents in situ measurements in a very thin bottom layer (at 1 m height above the bottom) performed by TCM at the eastern slope of HC just on the pathway of saltwater flow to the Gotland Deep and its comparison with the results of modelling. The half-year-long time series of the bottom layer velocity measured in HC displayed seven-day oscillations of the northward saltwater flow. The flow was characterized by alterations of surges with the increase of northward velocity to approximately 0.2–0.3 m/s and blockages when the northward velocity vanishes or becomes small negative. The measured time series of the northward velocity component was surprisingly highly correlated with the simulation by NEMO reanalysis at the correlation coefficient of 0.82 and the 95 % confidence limits of 0.76–0.86. The only noticeable difference between the measurements and the simulation was found in the direction of the saltwater flow (see Fig. 4). The measured mean flow was directed at the angle $\varphi = 96^\circ$ (i. e., to the north with a weak westward deviation), while the simulated mean flow at $\varphi = 74^\circ$ (i. e. to the north with a considerable eastward deviation). The discrepancy in the direction of saltwater flow can be explained by the fact that in the Ekman bottom layer there is a deflection to the left (in Northern Hemisphere) of the flow above the layer (remember that the TCM measurements were carried out at $h = 1$ m above the bottom, while the simulated current corresponds to $h = 5.5$ m).

In principle the seven-day oscillations of the bottom layer velocity in HC could be assumed to be a distant response to the variability of saltwater inflow from the North Sea (though such possibility does not seem credible because the seven-day period is too small in comparison to typical timescales of the inflow variability). In this case, the v component of velocity oscillations would be positively correlated with salinity. On the contrary, if the seven-day oscillations are caused by wind forcing, the correlation between v and S is expected to be nil. In fact, correlation between simulated time series of the v and S fluctuations presented in Fig. 2 was -0.04 at the 95 % confidence limits of $[-0.19, 0.11]$ which favors the wind forcing hypothesis. The absence of a statistically significant correlation between the v and S fluctuations indicates the minor role of seven-day velocity fluctuations in the overall salinity transport towards the Gotland Deep.

To find out which wind direction is most/least favorable for saltwater transport in HC towards the Gotland Deep, following [15] the correlation between the v component of the bottom layer velocity, both measured and simulated, and the projection of wind stress to the angle $0^\circ \leq \varphi < 360^\circ$ was calculated. Similar to [15], the maximum correlation was for the angle range $307^\circ \leq \varphi < 326^\circ$, i. e. for the northwest wind which is directed to the southeast perpendicularly to the right of the saltwater flow. In this case the wind-driven Ekman transport in the surface layer is directed to the southwest causing a compensatory saltwater countercurrent to the northeast in the deep layer of HC. However, in [15] the maximum correlation was 0.81 versus 0.40 and 0.55 in this study. Zhurbas and Väli [15] obtained considerably higher correlation between the saltwater flow and the southeast component of wind stress in HC because they characterized the saltwater flow by an integral, vertically averaged saltwater transport instead of the v component of velocity at a fixed level above the bottom used in this study.

The seven-day oscillations in the saltwater flow in HC were shown to be accompanied by almost synchronous oscillations of the southeast component of the wind vector (see Fig. 8). It can be considered convincing evidence that the seven-day oscillations were caused by wind forcing.

Funding

The work was performed within the framework of the state assignment of the Shirshov Institute of Oceanology RAS: Zhurbas V.M. (problem setup, theoretical work, text writing) — the theme No. FMWE-2024-0015; Paka V.T., Golenko M.N., Korzh A.O. and Kondrashov A.A. (data acquisition, data processing and interpretation of results) — the theme No. FMWE-2024-0025.

Финансирование

Работа подготовлена в рамках государственного задания Института океанологии им. П.П. Ширшова РАН: Журбас В.М. (постановка задачи исследования, теоретическое обоснование подхода исследования, написание текста статьи) — тема № FMWE-2024-0015; Пака В.Т., Голенко М.Н., Корж А.О., Кондрашов А.А. (получение и обработка данных, интерпретация полученных результатов) — тема № FMWE-2024-0025.

References

1. Matthäus W., Frank H. Characteristics of major Baltic inflows — a statistical analysis. *Continental Shelf Research*. 1992, 12, 1375–1400. doi:10.1016/0278-4343(92)90060-W

2. Lass H.U., Matthäus W. On temporal wind variations forcing salt water inflows into the Baltic Sea. *Tellus*. 1996, 48A, 663–671. doi:10.1034/j.1600-0870.1996.t01-4-00005.x
3. Krauss W., Brüggel B. Wind-produced water exchange between the deep basins of the Baltic Sea. *Journal of Physical Oceanography*. 1991, 21, 373–384. doi:10.1175/1520-0485(1991)021<0373: WPWEBT>2.0.CO;2
4. Lehmann A., Lorenz P., Jacob D. Modelling the exceptional Baltic Sea inflow events in 2002–2003. *Geophysical Research Letters*. 2004, 31(21), L21308. doi:10.1029/2004GL020830
5. Lehmann A., Myrberg K., Post P. et al. Salinity dynamics of the Baltic Sea. *Earth System Dynamics*. 2022, 13, 373–392. doi:10.5194/esd-13-373-2022
6. Meier M., Döscher R., Broman B., Piechura J. The major Baltic inflow in January 2003 and preconditioning by smaller inflows in summer/autumn 2002: A model study. *Oceanologia*. 2004, 46(4), 557–579.
7. Meier M., Feistel R., Piechura J. et al. Baltic Sea deep water: A brief review of present knowledge from observations and models. *Oceanologia*. 2006, 48(S), 133–164.
8. Burchard H., Janssen F., Bolding K., Umlauf L., Rennau H. Model simulations of dense bottom currents in the Western Baltic Sea. *Continental Shelf Research*. 2009, 29(1), 205–220. doi:10.1016/j.csr.2007.09.010
9. Rak D. The inflow in the Baltic Proper as recorded in January–February 2015. *Oceanologia*. 2016, 58(3), 241–247. doi:10.1016/j.oceano.2016.04.001
10. Mohrholz V. Major Baltic inflow statistics — Revised. *Frontiers in Marine Science*. 2018, 5:384. doi:10.3389/fmars.2018.00384
11. Zhurbas V., Elken J., Paka V. et al. Structure of unsteady overflow in the Słupsk Furrow of the Baltic Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2012, 117, C04027. doi:10.1029/2011JC007284
12. Zhurbas V., Väli G., Golenko M., Paka V. Variability of bottom friction velocity along the inflow water pathway in the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*. 2018, 184, 50–58. doi:10.1016/j.jmarsys.2018.04.008
13. Zhurbas V., Golenko M., Paka V., Korzh A. Wind-driven salinity tongue migration in the Gulf of Finland according to NEMO and ERA5 reanalyses. *Journal of Marine Systems*. 2024, 242, 103932. doi:10.1016/j.jmarsys.2023.103932
14. Paka V.T., Zhurbas V.M., Golenko M.N. et al. Innovative Closely Spaced Profiling and Current Velocity Measurements in the Southern Baltic Sea in 2016–2018 With Special Reference to the Bottom Layer. *Frontiers in Earth Science*. 2019, 7:111. doi:10.3389/feart.2019.00111
15. Zhurbas V., Väli G. Wind-controlled transport of saltwater in the southeastern Baltic Sea: A model study. *Frontiers in Marine Science*. 2022, 9:835656. doi:10.3389/fmars.2022.835656
16. Golenko M., Paka V., Zhurbas V., Korzh A., Kondrashov A. Intermediate plumes of low oxygen in the southeastern Baltic Sea. *Oceanologia*. 2023, 65(1), 100–116. doi:10.1016/j.oceano.2021.12.003
17. Bulczak A., Rak D., Schmidt B., Beldowski J. Observations of near-bottom currents in Bornholm Basin, Słupsk Furrow and Gdansk Deep. *Deep-Sea Research II*. 2015, 128, 96–113. doi:10.1016/j.dsr2.2015.02.021
18. Hagen E., Plüschke G. Daily current series in the Deep Eastern Gotland Basin (1993–2008). *Meereswiss. Ber., Warnemünde*, 75 (2009) — *Marine Science Reports*, No. 75. 2009. doi:10.12754/msr-2009-0075
19. Kärnä T., Ljungemyr P., Falahat S. et al. Nemo-Nordic 2.0: operational marine forecast model for the Baltic Sea. *Geoscience Model Development*. 2021, 14, 5731–5749. doi:10.5194/gmd-14-5731-2021
20. Large W.G., Pond S. Open ocean momentum flux measurements in moderate to strong winds. *Journal of Physical Oceanography*. 1981, 11(3), 324–336. doi:10.1175/1520-0485(1981)011<0324: OOMFMI>2.0.CO;2

Литература

1. Matthäus W., Frank H. Characteristics of major Baltic inflows — a statistical analysis // *Continental Shelf Research*. 1992. Vol. 12. P. 1375–1400. doi:10.1016/0278-4343(92)90060-W
2. Lass H.U., Matthäus W. On temporal wind variations forcing salt water inflows into the Baltic Sea // *Tellus*. 1996. Vol. 48A. P. 663–671. doi:10.1034/j.1600-0870.1996.t01-4-00005.x
3. Krauss W., Brüggel B. Wind-produced water exchange between the deep basins of the Baltic Sea // *Journal of Physical Oceanography*. 1991. Vol. 21. P. 373–384. doi:10.1175/1520-0485(1991)021<0373: WPWEBT>2.0.CO;2
4. Lehmann A., Lorenz P., Jacob D. Modelling the exceptional Baltic Sea inflow events in 2002–2003 // *Geophysical Research Letters*. 2004. Vol. 31. No. 21. Article N L21308. doi:10.1029/2004GL020830
5. Lehmann A., Myrberg K., Post P. et al. Salinity dynamics of the Baltic Sea // *Earth System Dynamics*. 2022. Vol. 13. P. 373–392. doi:10.5194/esd-13-373-2022
6. Meier M., Döscher R., Broman B., Piechura J. The major Baltic inflow in January 2003 and preconditioning by smaller inflows in summer/autumn 2002: A model study // *Oceanologia*. 2004. Vol. 46, N 4. P. 557–579.
7. Meier M., Feistel R., Piechura J. et al. Baltic Sea deep water: A brief review of present knowledge from observations and models // *Oceanologia*. 2006. Vol. 48(S). P. 133–164.

8. Burchard H., Janssen F., Bolding K., Umlauf L., Rennau H. Model simulations of dense bottom currents in the Western Baltic Sea // *Continental Shelf Research*. 2009. Vol. 29, N 1. P. 205–220. doi:10.1016/j.csr.2007.09.010
9. Rak D. The inflow in the Baltic Proper as recorded in January–February 2015 // *Oceanologia*. 2016. Vol. 58, N 3. P. 241–247. doi:10.1016/j.oceano.2016.04.001
10. Mohrholz V. Major Baltic inflow statistics — Revised // *Frontiers in Marine Science*. 2018. Vol. 5. Article N 384. doi:10.3389/fmars.2018.00384
11. Zhurbas V., Elken J., Paka V. et al. Structure of unsteady overflow in the Słupsk Furrow of the Baltic Sea // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2012. Vol. 117. C04027. doi:10.1029/2011JC007284
12. Zhurbas V., Väli G., Golenko M., Paka V. Variability of bottom friction velocity along the inflow water pathway in the Baltic Sea // *Journal of Marine Systems*. 2018. Vol. 184. P. 50–58. doi:10.1016/j.jmarsys.2018.04.008
13. Zhurbas V., Golenko M., Paka V., Korzh A. Wind-driven salinity tongue migration in the Gulf of Finland according to NEMO and ERA5 reanalyses // *Journal of Marine Systems*. 2024. Vol. 242. Article N 103932. doi:10.1016/j.jmarsys.2023.103932
14. Paka V.T., Zhurbas V.M., Golenko M.N. et al. Innovative Closely Spaced Profiling and Current Velocity Measurements in the Southern Baltic Sea in 2016–2018 With Special Reference to the Bottom Layer // *Frontiers in Earth Science*. 2019. Vol. 7. Article N 111. doi:10.3389/feart.2019.00111
15. Zhurbas V., Väli G. Wind-controlled transport of saltwater in the southeastern Baltic Sea: A model study // *Frontiers in Marine Science*. 2022. Vol. 9. Article N835656. doi:10.3389/fmars.2022.835656
16. Golenko M., Paka V., Zhurbas V., Korzh A., Kondrashov A. Intermediate plumes of low oxygen in the southeastern Baltic Sea // *Oceanologia*. 2023. Vol. 65, N 1. P. 100–116. doi:10.1016/j.oceano.2021.12.003
17. Bulczak A., Rak D., Schmidt B., Beldowski J. Observations of near-bottom currents in Bornholm Basin, Słupsk Furrow and Gdansk Deep // *Deep-Sea Research II*. 2015. Vol. 128. P. 96–113. doi:10.1016/j.dsr2.2015.02.021
18. Hagen E., Plüschke G. Daily current series in the Deep Eastern Gotland Basin (1993–2008) / In: *Meereswiss. Ber., Warnemünde*, 75 (2009) — *Marine Science Reports*, N 75. 2009. doi:10.12754/msr-2009-0075
19. Kärrnä T., Ljungemyr P., Falahat S. et al. Nemo-Nordic 2.0: operational marine forecast model for the Baltic Sea // *Geoscience Model Development*. 2021. Vol. 14. P. 5731–5749. doi:10.5194/gmd-14-5731-2021
20. Large W.G., Pond S. Open ocean momentum flux measurements in moderate to strong winds // *Journal of Physical Oceanography*. 1981. Vol. 11, N 3. P. 324–336. doi:10.1175/1520-0485(1981)011<0324: OOMFMI>2.0.CO;2

About the Authors

PAKA, Vadim T., Chief Researcher Scientist, Prof., Dr. Sci. (Phys.-Math.), ORCID: 0000-0003-0316-1961, WoS ResearcherID I-6090-2016, Scopus Author ID7003547709, SPIN-code: 4318-4862, e-mail: vpaka@mail.ru

ZHURBAS, Victor M., Chief Researcher Scientist, Prof., Dr. Sci. (Phys.-Math.), ORCID: 0000-0001-9013-3234, WoS ResearcherID A-7341-2009, Scopus Author ID6603968937, SPIN-code: 8646-7272, e-mail: victor.zhurbas@mail.ru

GOLENKO, Mariya N., Senior Researcher Scientist, Cand.Sci. (Phys.-Math.), ORCID: 0000-0001-5979-1415, WoS ResearcherID K-1544-2016, Scopus Author ID24080316600, e-mail: m.golenko@yahoo.com

KORZH, Andrey O., Lead Engineer, ORCID: 0000-0001-6409-8228, WoS ResearcherID L-3192-2016, Scopus Author ID15080985900, SPIN-code: 4252-1955, e-mail: ao.korzh@yandex.ru

KONDRASHOV, Aleksey A., Junior Researcher Scientist, ORCID: ..., WoS ResearcherID S-2848-2016, Scopus Author ID36657225800, SPIN-code: 8568-9638, e-mail: kondrashoff1984@yandex.ru

УДК 551.46

© Н. А. Тихонова^{1,2}, Е. А. Захарчук¹, А. В. Гусев^{2,3,5}, В. С. Травкин^{*1,2}, А. А. Павловский^{1,4}, 2024

¹Санкт-Петербургский государственный университет, 199178, Санкт-Петербург, 10 линия В.О., д. 33–35

²Государственный океанографический институт имени Н.Н. Зубова, Росгидромет, 119034, Москва, Кропоткинский пер., 6 с 1

³Институт вычислительной математики им. Г.И. Марчука Российской академии наук, 119333, Москва, ул. Губкина, 8

⁴Научно-исследовательский и проектный центр Генерального плана Санкт-Петербурга, 191023, Санкт-Петербург, ул. Зодчего Росси, 1–3

⁵Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, 117997, Москва, Нахимовский пр., 36

*vtravkin99@gmail.com

ВЛИЯНИЕ СОВРЕМЕННЫХ НАМЫВОВ ТЕРРИТОРИЙ НА ИЗМЕНЕНИЯ УРОВНЯ В НЕВСКОЙ ГУБЕ ВО ВРЕМЯ ШТОРМОВЫХ НАГОНОВ В УСЛОВИЯХ РАБОТЫ КОМПЛЕКСА ЗАЩИТЫ САНКТ-ПЕТЕРБУРГА ОТ НАВОДНЕНИЙ

Статья поступила в редакцию 09.01.2024, после доработки 31.05.2024, принята в печать 05.06.2024

Аннотация

С помощью численных экспериментов с трехмерной бароклинной гидродинамической моделью Балтийского моря, имеющей сеточную область со сгущением в районе дельты Невы и Невской губы и учитывающей работу комплекса защиты Санкт-Петербурга от наводнений (КЗС), исследуется влияние современных намывов территорий на изменения высоты водной поверхности в Невской губе и дельте Невы во время штормовых нагонов в условиях работы КЗС при разных объемах стока Невы. Моделируются гидрологические условия, которые сложились в начале декабря 2015 г., когда к Санкт-Петербургу подошел шторм «Десмонд», вызвавший на востоке Финского залива три опасных подъема уровня, следовавших один за другим. Показано, что произведенные в последние полвека намывы территорий не оказывают заметных изменений в положении уровня поверхности Невской губы при закрытых затворах КЗС во время штормовых нагонов. В зависимости от стока Невы, при закрытых затворах КЗС дополнительные подъемы уровня в Невской губе из-за намывов не превышают 1–5 см, в то время как в дельте Невы они достигают 20,5 см. Подъем уровня до 161 см у Горного института, при котором в Санкт-Петербурге фиксируются наводнения, происходит из-за намывов раньше на 1–2 ч. При максимальном для осенне-зимнего периода объеме стока Невы, через 27 ч после закрытия затворов КЗС, в Невской губе у пункта Горный институт фиксируется опасное наводнение, а через 48 ч — особо опасное.

Ключевые слова: численное гидродинамическое моделирование, штормовые нагоны, опасные подъемы уровня моря, намывы территорий, Невская губа, Дельта Невы, комплекс защиты Санкт-Петербурга от наводнений, сток Невы

UDC 551.46

© N. A. Tikhonova^{1,2}, E. A. Zakharchuk¹, A. V. Gusev^{2,3,5}, V. S. Travkin^{*1,2}, A. A. Pavlovsky^{1,4}, 2024

¹St Petersburg State University, 33–35 10th line V.O., 199178 St Petersburg, Russia

²Zubov State Oceanographic Institute, Kropotkinsky Lane 6, 119034 Moscow, Russia

³Marchuk Institute of Numerical Mathematics of the RAS, 8 Gubkina Str., 119333 Moscow, Russia

⁴State “Research and Design Center of St. Petersburg Master Plan”, 1–3 Zodchego Rossi Str., 191023 St Petersburg, Russia

⁵Shirshov Institute of Oceanology of the RAS, Nakhimovsky av. 36, 117997 Moscow, Russia

*vtravkin99@gmail.com

THE INFLUENCE OF MODERN ALLUVIAL AREAS ON SEA LEVEL CHANGES IN THE NEVA BAY DURING STORM SURGES IN THE CONDITIONS OF OPERATION OF THE SAINT PETERSBURG FLOOD PREVENTION FACILITY COMPLEX

Received 09.01.2024, Revised 31.05.2024, Accepted 05.06.2024

Abstract

Using numerical experiments with a three-dimensional baroclinic hydrodynamic model of the Baltic Sea, which covers the re-fined grid area around the Neva Delta and Neva Bay, and takes into account the operations of the Saint Petersburg Flood Prevention Facility Complex (FPFC), we investigate the influence of modern alluvial areas on sea level changes in the Neva Bay and Neva Delta

Ссылка для цитирования: Тихонова Н.А., Захарчук Е.А., Гусев А.В., Травкин В.С., Павловский А.А. Влияние современных намывов территорий на изменения уровня в Невской губе во время штормовых нагонов в условиях работы комплекса защиты Санкт-Петербурга от наводнений // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2024. Т. 17, № 2. С. 103–118. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-9

For citation: Tikhonova N.A., Zakharchuk E.A., Gusev A.V., Travkin V.S., Pavlovsky A.A. The Influence of Modern Alluvial Areas on Sea Level Changes in The Neva Bay During Storm Surges in The Conditions of Operation of The Saint Petersburg Flood Prevention Faculty Complex. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2024, 17, 2, 103–118. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-9

during storm surges, under different volumes of Neva River discharge. The hydrological conditions that developed in early December 2015, when Storm Desmond approached St. Petersburg, which caused three dangerous level rises in the east of the Gulf of Finland, one after the other. The alluvial deposits of territories do not have noticeable changes in the sea level of the Neva Bay with the gates of the FPFC closed during storm surges. It is shown that, depending on the runoff of the Neva, with the gates of the FPFC closed, additional sea level rises in the Neva Bay due to alluviation do not exceed 1–5 cm, while in the Neva Delta they reach 20.5 cm. The rise of the sea level to 161 cm at the Mining University, at which floods are recorded in St. Petersburg, occurs due to alluviation 1–2 hours earlier. At the maximum volume of Neva runoff for the autumn–winter period, 27 hours after the closure of the gates of the FPFC, a dangerous flood is recorded in the Neva Bay near the Mining University point, and 48 hours later — a particularly dangerous one.

Keywords: numerical hydrodynamic modeling, storm surges, dangerous sea level rises, alluvial areas, Neva Bay, Neva Delta, Saint Petersburg Flood Prevention Facility Complex, Neva runoff

1. Введение

Начиная с первых генеральных планов Санкт-Петербурга начала XVIII века, его развитие осуществлялось в соответствии с градостроительной концепцией создания новой морской столицы российского государства, предполагавшей, в том числе, освоение прибрежной акватории восточной части Финского залива и формирование морского фасада города [1]. Существующий архитектурный облик приморской части Санкт-Петербурга оформился, в том числе, с учетом ее подверженности опасным подъёмам уровня моря, которые неоднократно приводили к наводнениям.

Наводнениями в Санкт-Петербурге принято считать подъёмы уровня более 160 см относительно нуля Кронштадтского футштока (НКФ), за который принимается среднее многолетнее положение водной поверхности Балтийского моря у гидрометеорологического поста Кронштадт на о. Котлин [2]. При таких подъёмах уровня моря воды р. Невы выходят из берегов, и в Санкт-Петербурге происходят подтопления городских территорий.

Причины наводнений в Невской губе — штормовые нагоны, которые представляют собой значительные подъёмы уровня моря в прибрежной зоне, вызываемые суммарным действием вращения Земли, анемобарических сил в глубоком циклоне и длинной волны, которая генерируется под прямым воздействием сил касательного трения ветра и горизонтального градиента атмосферного давления, или же в результате резонанса этих сил с собственными колебаниями морского бассейна [3–10].

Федеральной службой по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (Росгидромет), совместно с администрацией города, установлены три градации наводнений: опасные, с подъёмами уровня от 161 до 210 см над НКФ; особо опасные, от 211 до 299 см над НКФ, и катастрофические, с подъёмами уровня ≥ 300 см над НКФ [2].

За всю историю Санкт-Петербурга в городе произошло 310 наводнений, из которых 236 были опасными, 71 — особо опасными и 3 — катастрофическими [2, 5]. Максимальный подъем уровня в устье Невы наблюдался во время катастрофического наводнения 19 (7) ноября 1824 г. и составил 421 см над НКФ.

Из 310 зарегистрированных наводнений 239, или 76 %, произошли с сентября по декабрь, с января по март отмечено 45 наводнений (15 %), весной и летом (апрель–август) — 26 случаев (9 %) [2, 5]. Такое распределение случаев наводнений в течение года объясняется сезонным изменением интенсивности циклонической деятельности в атмосфере и, отчасти, развитием ледяного покрова.

За прошедшие три столетия были проведены масштабные инженерно-строительные работы по хозяйственному освоению приморских территорий, повышению отметок низинных заболоченных участков, их защите от затопления и подтопления.

В качестве примеров наиболее значимых проектов последней четверти XVIII — начала XIX столетий можно привести подсыпку юго-западной части Васильевского острова при размещении на ней промышленных предприятий, формирование архитектурного ансамбля Стрелки и парадных набережных Большой Невы.

Для середины XIX века было характерно создание специальных островов в целях организации складов и развития торговли: Масляный буян, Сельдяной буян (Гутуевский остров), Сальный буян, Тучков буян. Наиболее значимым проектом конца XIX века явилось строительство Санкт-Петербургского порта в районе Гутуевского и Вольного островов.

Наиболее масштабные работы по освоению приморских низинных территорий и прилегающей акватории для размещения на них селитебных зон произошли в XX веке. Если в довоенный период генеральным планом Л.А. Ильина предусматривалось формирование приморского зеленого каркаса города в виде непрерывной линейной системы парков от п. Ольгино на северном побережье до п. Стрельна на южном берегу Невской губы, то в середине XX века градостроительная тенденция изменилась на развитие комплексной общественно-деловой застройки на этих землях.

Работы по намыву территорий развернулись в районе Лахты, на Васильевском острове, в Юго-Западной части города. В результате общая площадь искусственных земельных участков составила более 3000 гектаров, на которых разместились кварталы типовой многоэтажной многоквартирной застройки, Южно-Приморский парк Победы, Парк имени 300-летия Санкт-Петербурга [1].

Происходящие гидротехнические работы по созданию намывных территорий, архитектурно-строительное проектирование и эксплуатация объектов капитального строительства на них осуществляются в условиях современных изменений климата, одним из последствий которых является повышение среднего уровня Мирового океана. Результаты анализа спутниковой альтиметрической информации показывают, что средний рост уровня Мирового океана за период 1993–2021 гг. составил 3,3 мм/год [11]. Учитывая, что Балтийское море через узкие Датские проливы и Северное море имеет связь с Атлантикой, рост уровня Мирового океана сказывается и на росте уровня Балтики. Оценки величин линейных трендов в изменениях уровня Балтийского моря, по данным спутниковой альтиметрии за период 1993–2022 гг., показали, что уровень Балтики растёт быстрее, чем уровень Мирового океана: средняя по площади всего моря величина тренда составляет 4,8 мм/год [12–13], а самый большой рост уровня отмечается на севере Ботнического и на востоке Финского заливов, где он растёт со скоростью 5–6 мм/год [12], что увеличивает вероятность событий штормовых нагонов, наводнений, абразии берегов в этих районах Балтики.

Для предотвращения угроз, связанных с опасными подъёмами уровня моря, в 1980 г. началось строительство комплекса защитных сооружений Санкт-Петербурга от наводнений (КЗС), которое продолжалось с перерывами до 2010 г. Официальное открытие КЗС состоялось 12 августа 2012 года.

КЗС расположен приблизительно в 25 км от Санкт-Петербурга и имеет протяжённость по акватории Невской губы 22,2 км¹. В состав КЗС входят 2 судопропускных и 6 водопропускных сооружений, а также 11 каменно-земляных дамб, 7 мостов и автодорожный тоннель под морским каналом².

После получения сигнала об угрозе наводнения затворы КЗС начинают закрываться, когда уровень моря около дамбы достигает 70–90 см. Закрытие затворов продолжается около одного часа. После закрытия затворов КЗС Невская губа представляет собой полностью замкнутый бассейн, положение уровня поверхности которого определяется ветровыми условиями и стоком Невы. При отсутствии ветра закрытая дамбой Невская губа равномерно заполняется водами Невы, и для среднего многолетнего стока Невы в 2500 м³/с скорость подъёма уровня в Невской губе составляет 2,27 см/ч, в то время как под действием ветра западных румбов формируется уклон водной поверхности, и скорость роста уровня на востоке Невской губы будет превышать эти значения [14]. При длительном закрытии затворов КЗС и значительном повышении уровня в Невской губе скорость притока вод Невы будет уменьшаться из-за уменьшения градиента уровня между Ладожским озером и Невской губой [14].

По данным Дирекции комплекса защитных сооружений г. Санкт-Петербурга, за период эксплуатации КЗС в городе было предотвращено 35 наводнений³. Однако, несмотря на работу КЗС, проблема опасных подъёмов уровня остаётся насущной для районов Санкт-Петербурга и Ленинградской области, расположенных к западу от КЗС. Здесь, во время штормовых нагонов, подвержены подтоплению прибрежные территории, размываются береговая линия, пляжи Курортного района Санкт-Петербурга, участки шоссе дорог, наносится ущерб объектам хозяйственной деятельности, построенным в береговой полосе. Численные эксперименты на гидродинамической модели показали, что работа КЗС вызывает дополнительный подъём уровня к западу от него на 3–10 % [15].

Было отмечено также несколько случаев, когда при закрытых затворах КЗС во время предотвращения угрозы наводнений уровень моря в районе станции Горный институт поднимался выше отметки 160 см над НКФ, в результате чего в городе фиксировались опасные наводнения. Так, 16 ноября 2010 г. при закрытых затворах КЗС уровень моря на востоке Невской губы поднялся до отметки 184 см. 28 декабря 2011 г., несмотря на работу КЗС, уровень моря у станции Горный институт поднялся до 169 см. И, наконец, 27 сентября 2018 г. подъём уровня при закрытых створах КЗС составил 179 см. И, хотя, при проектировании КЗС допускалось, что в редких случаях при закрытии КЗС до двух суток уровень в Невской губе может достигать 180 см, следует проверить возможные сценарии формирования особо опасных и катастрофических наводнений в Санкт-Петербурге в условиях работающего КЗС.

¹ <https://dambaspb.ru> (дата обращения: 09.01.2024)

² <https://dambaspb.ru> (дата обращения: 09.01.2024)

³ <https://dambaspb.ru> (дата обращения: 09.01.2024)

Завершение строительства в 2011 году Комплекса защитных сооружений Санкт-Петербурга от наводнений активизировало различные градостроительные планы по освоению акватории Невской губы и Финского залива. Действующим Генеральным планом Санкт-Петербурга предусмотрен намыв территорий в размере от 1250 до 1500 га.

К настоящему времени в Невской губе сформированы следующие территории: «Морской фасад» (Васильевский остров) (238 га); порт Бронка (г. Ломоносов) (120 га); станция метро «Зенит» (Крестовский остров) (20 га). В Невской дельте произведено расширение Пироговской набережной (2 га), Приморского проспекта (1 га), строительство моста Бетанкура через р. Малую Неву в районе острова Серный (0,2 га). Практически завершён намыв второй очереди «Морской фасад» (вторая очередь освоения) (Васильевский остров) (238 га), запланирован «Северный парус» (Кронштадт) (236 га), в Финском заливе — «Новый берег» (г. Сестрорецк) (370 га) [16].

В связи с этим, для принятия обоснованных проектных решений представляется необходимым проведение оценки влияния намывных территорий на формирование опасных подъёмов уровня в Невской губе при закрытых затворах КЗС.

Основная цель статьи — с помощью численных экспериментов с трёхмерной бароклинической гидродинамической моделью Балтийского моря исследовать влияние современных намывов территорий на изменчивость уровня в акватории Невской губы и дельте Невы во время штормовых нагонов при разных объёмах стока Невы и различной продолжительности закрытия затворов КЗС, а также оценить для этих условий возможность формирования в Санкт-Петербурге опасных и особо опасных наводнений.

Для достижения этой цели моделируется ситуация, которая сложилась в декабре 2015 года. В этот период в Северной Атлантике под действием глубокого атмосферного циклона сформировался шторм «Десмонд», из-за которого страны Европы столкнулись с мощнейшими наводнениями. 5 декабря «Десмонд» подошёл к Санкт-Петербургу, вызвав на востоке Финского залива 3 опасных подъёма уровня моря, которые следовали один за другим. Скорость ветра по данным Гидрометцентра России в Ленинградской области достигала значений 19–24 м/с. Из-за угрозы наводнений закрывались судопропускные и водопропускные затворы КЗС. Максимальный период их непрерывного закрытия составил 41 ч.

2. Данные и методы

2.1. Описание модели

Для моделирования опасных подъёмов уровня моря на востоке Финского залива Балтийского моря была выбрана трехмерная нелинейная бароклиническая гидродинамическая модель INMOM (Institute of Numerical Mathematics Ocean Model). Эта модель была разработана в Институте вычислительной математики им. Г.И. Марчука Российской Академии Наук [17–19].

В основе INMOM лежит полная система нелинейных примитивных уравнений гидродинамики океана в сферических координатах в приближениях гидростатики и Буссинеска. В качестве вертикальной координаты используется безразмерная величина $\sigma = (z - \zeta) / (H - \zeta)$, где z — обычная вертикальная координата; $\zeta = \zeta(\lambda, \varphi, t)$ — отклонение уровня моря от невозмущенной поверхности как функция долготы λ , широты φ и времени t ; $H = H(\lambda, \varphi)$ — глубина моря. Прогностическими переменными модели служат горизонтальные компоненты вектора скорости, потенциальная температура, солёность, отклонение уровня океана от невозмущенной поверхности. Для расчета плотности используется уравнение состояния, учитывающее сжимаемость морской воды и специально предназначенное для численных моделей [20].

В INMOM включена модель термодинамики морского льда, состоящая из 3-х модулей. Модуль термодинамики [21] описывает замерзание льда, выпадение снега с дальнейшим превращением его в лед, а также их таяние за счёт тепловых процессов. Модуль динамики льда рассчитывает скорость его дрейфа, которая изменяется за счёт воздействия ветра, поверхностных течений океана, суточного вращения Земли, наклона уровенной поверхности океана и взаимодействия льдин друг с другом, описываемого упруго-вязко-пластичной реологией [22]. Модуль переноса льда служит для расчёта эволюции ледяного и снежного покровов вследствие дрейфа, для чего используется монотонная схема переноса [23], обеспечивающая неотрицательность концентраций и массы снега и льда.

В модели использовалась криволинейная сетка со сгущением в Невской губе и полюсом в Санкт-Петербурге (рис. 1, а). Пространственное разрешение сетки на востоке Невской губы составило 50 м, у КЗС — 150 м, а на юго-западе Балтийского моря около 6 км (рис. 1, а). Количество вертикальных сигма-слоев в модели равно 20.

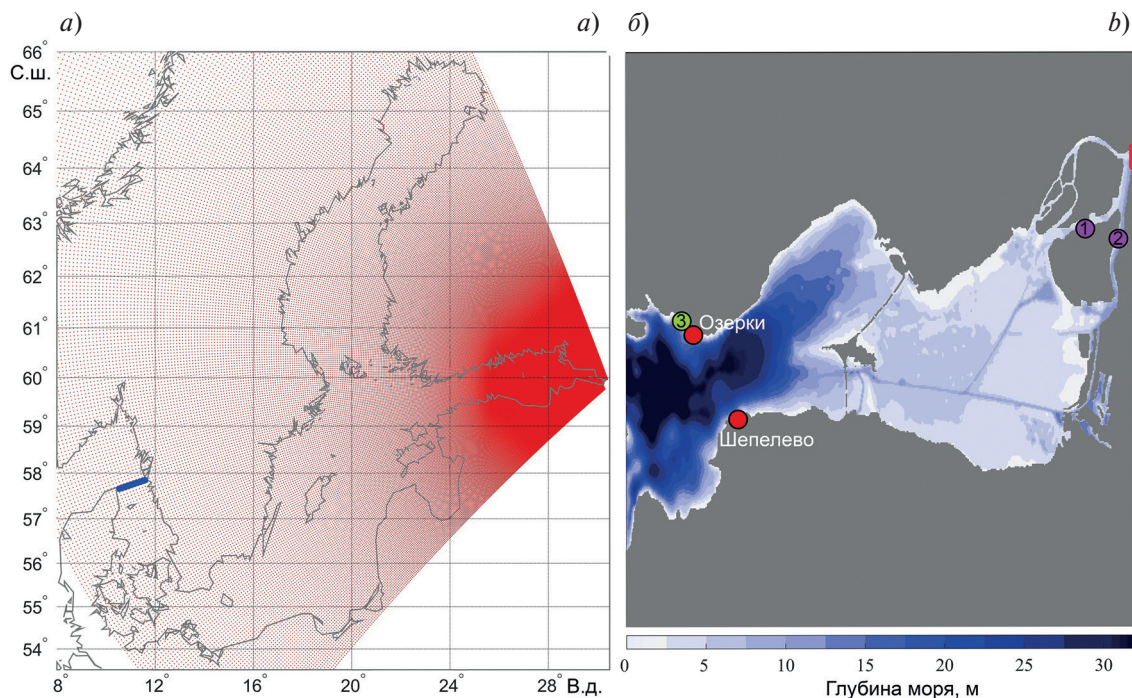


Рис. 1. Криволинейная сетка гидродинамической модели Балтийского моря с полюсом в Санкт-Петербурге, синей линией в Каттегате обозначена жидкая граница (а). Укрупнённый район модельной области восточной части Финского залива с Невской губой и дельтой Невы. Красной линией показана жидкая граница, где задавался речной сток Невы (б). Зелёный кружок с номером 3 обозначает ближайшую к станции Озерки точку сеточной области реанализа ERA-5. Цифрами 1 и 2 на рис. 1, б отмечены районы дельты Невы, где по результатам моделирования оценивались изменения во времени дополнительных подъёмов уровня воды, вызванные намывами территорий

Fig. 1. Curvilinear grid of the hydrodynamic model of the Baltic Sea with a pole in St. Petersburg, the blue line in the Kattegat indicates the liquid boundary (a). An enlarged area of the model region of the eastern part of the Gulf of Finland with the Neva Bay and the Neva Delta (b). The red line shows the liquid boundary where the river runoff of the Neva was set. The green circle with the number 3 indicates the point next to the Ozerki station in the ERA-5 reanalysis grid area. The numbers 1 and 2 in Fig. 1, b the areas of the Neva Delta are marked, where, according to the results of modeling, changes in time of additional water level rises caused by alluvial areas were estimated

Данные, которые использовались для создания батиметрии в Невской губе, были предоставлены СЗ УГМС, с разрешением 500 м. Также для уточнения глубин были использованы современные навигационные карты.

На основании цифрового массива, предоставленного научно-исследовательским и проектным центром Генерального плана Санкт-Петербурга, были созданы маски расчётной области суша/море в двух вариантах (рис. 2), один из которых описывал состояние береговой линии до современных намывов территорий, соответствующее 1966 г. (рис. 2, а), и береговую линию в настоящий момент времени (рис. 2, б). Рис. 2, в демонстрирует намытые за последние 57 лет территории. Хорошо видно, что наибольшие по площади намывы произведены на западе Васильевского о-ва (рис. 2, в).

Значительно меньшие по площади намывы территорий произведены на западе Крестовского о-ва (метро «Зенит»), в районе Приморского проспекта и в Малой Неве, у моста Бетанкура (рис. 2, в).

2.2. Начальные и граничные условия

В качестве начальных условий задавались среднемесячные данные температуры и солёности воды с вертикальным разрешением 5 м и горизонтальным разрешением 5.6 км, полученные из системы «Copernicus Marine Environment Monitoring Service»⁴.

На твердых участках боковой границы потоки тепла и соли задавались равными нулю, а для скорости течений использовались условия непротекания и свободного скольжения. На дне задавались условия непротекания и квадратичного придонного трения.

⁴ <http://marine.copernicus.eu> (дата обращения: 07.06.2023)

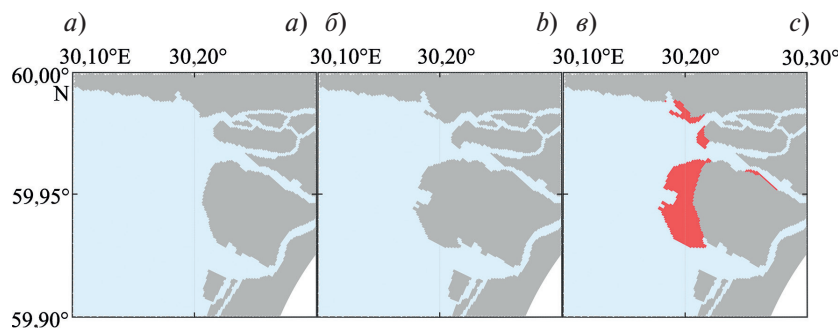


Рис. 2. Маски сеточной области без намывных территорий (а), с учетом намывных территорий (б) и разницы между ними, показанная красным цветом (в)

Fig. 2. Masks of the grid area without alluvial territories (a), considering alluvial territories (b) and the difference between them, shown in red (c)

На жидкой границе в проливе Каттегат вдоль 57°44' с. ш. в буферной зоне, представляющей собой полосу шириной 15 км, значения температуры и солёности принимались равными среднемесячным значениям за 2015 г. Кроме этого, здесь также задавались ежечасные значения уровня моря, полученные на станции Gedser (57.66 с. ш., 11.72 в. д.). Данные инструментальных измерений уровня моря интерполировались в точки сетки буферной зоны вдоль всей жидкой границы. Таким образом, для скорости течений здесь применялось условие протекания.

В качестве стока рек использовались климатические среднемесячные данные расходов 28 рек, впадающих в Балтийское море, за исключением р.Невы. Для задания стока Невы были привлечены данные о её месячных расходах в п. Новосаратовка с 1945 по 2018 гг., предоставленные Северо-Западным управлением по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (СЗ УГМС). Сток рек, как граничное условие в модели INMOM оказывает влияние на изменение солёности района, куда впадает река, а также влияет на изменение уровня моря за счет объема воды, который попадает из реки в море.

Для задания граничных условий на поверхности моря использовались данные реанализа ERA5 [24], полученные с сайта <https://cds.climate.copernicus.eu> (дата обращения: 08.06.2023). Были подготовлены поля значений следующих метеорологических характеристик: длинноволновой и коротковолновой радиации, температуры воздуха и точки росы на высоте 2 м, суммарных осадков, твёрдых осадков, атмосферного давления, ветра. Пространственное разрешение данных реанализа 0,25° × 0,25°, дискретность — 3 ч.

2.3. Верификация и коррекция данных реанализа ERA-5 об изменчивости ветра

Точность математического моделирования колебаний уровня моря во время штормовых нагонов во многом зависит от степени соответствия задаваемых в модели ветровых условий наблюдающимся в этот период характеристикам ветра.

Для проверки адекватности описания ветровых условий на востоке Финского залива данными реанализа ERA5 было проведено сравнение статистических характеристик измеренного ветра на прибрежной гидрометеорологической станции (ГМС) Озерки с данными о ветре в ближайшей к ней точке реанализа ERA5 (см. рис. 1). Ежечасные значения ветра в Озерках были предоставлены СЗ УГМС. Перед сравнением инструментальные измерения ветра приводились к дискретности данных реанализа ERA5 путём осреднения до 3 часов.

Для сравнения измеренного и модельного ветра с помощью векторно-алгебраического метода анализа случайных процессов [25–26] оценивались следующие статистические характеристики изменчивости скорости и направления ветра: $\mathbf{m}_w$ — математическое ожидание векторного процесса (модуль $|m_w|$ и направление α_m); различные инварианты его среднего квадратического отклонения (СКО): линейный инвариант тензора СКО $[I_1(0)]^{0.5}$, где $I_1(0) = \lambda_1(0) + \lambda_2(0)$ — линейный инвариант тензора дисперсии векторного процесса, определяемый через полудлины главных осей $\lambda_1(0)$ и $\lambda_2(0)$ эллипса дисперсии и ориентацию α° его большой оси относительно географической системы координат;

$$\lambda_{1,2}(0) = \sqrt{\frac{1}{2} \left(D_{vv} + D_{uu} \pm \sqrt{(D_{vv} - D_{uu})^2 + (D_{vu} + D_{uv})^2} \right)}, \quad (1)$$

$$\alpha^\circ = \frac{1}{2} \arctg \left(\frac{D_{vu} + D_{uv}}{D_{vv} - D_{uu}} \right), \quad (2)$$

где D_{vv} , D_{uu} — дисперсии составляющих векторного процесса.

Для исследования изменчивости ветра W , кроме оценки эллипсов СКО, рассчитывался показатель устойчивости ветра $r = \sqrt{I_1(0)} / |m_w|$, где $|m_w|$ — модуль вектора математического ожидания. При $r > 1$ интенсивность колебательных движений в потоке ветра преобладает над интенсивностью среднего переноса, то есть ветровой поток является неустойчивым, и, наоборот, чем меньше единицы значение r , тем устойчивее поток.

Для оценки корреляции между измеренными значениями ветра на станциях и ветра по данным реанализа ERA-5, согласно методике, изложенной в работах [25–26], рассчитывались два инварианта нормированной взаимной корреляционной тензор-функции: линейный инвариант $I_1^{vu}(\tau)$ и индикатор вращения $D^{vu}(\tau)$.

Линейный инвариант $I_1^{vu}(\tau)$ равен следу матрицы корреляционной тензор — функции $K_{vu}(\tau)$ (3) и характеризует общность интенсивностей коллинеарных изменений векторных процессов $V(t)$ и $U(t)$

$$K_{vu}(\tau) = \begin{pmatrix} K_{v_1 u_1}(\tau), K_{v_1 u_2}(\tau) \\ K_{v_2 u_1}(\tau), K_{v_2 u_2}(\tau) \end{pmatrix}, \quad (3)$$

где $K_{vu}(\tau)$ — взаимно-корреляционная функция двух векторных процессов $V(t)$ и $U(t)$; τ — сдвиг по времени; v_1 — составляющая векторного процесса $V(t)$ на параллель; v_2 — составляющая векторного процесса $V(t)$ на меридиан; u_1 — составляющая векторного процесса $U(t)$ на параллель; u_2 — составляющая векторного процесса $U(t)$ на меридиан.

Индикатор вращения $D^{vu}(\tau)$ равен разности недиагональных компонентов матрицы корреляционной тензор-функции $K_{vu}(\tau)$ и характеризует общность ортогональных изменений в процессах $V(t)$ и $U(t)$, причем, если $D^{vu}(\tau) > 0$, то процесс $U(t)$ развернут в среднем относительно процесса $V(t)$ на заданном промежутке времени по часовой стрелке, если $D^{vu}(\tau) < 0$, то против часовой стрелки.

Затем рассчитывался суммарный коэффициент корреляции:

$$R_{vu}(\tau) = \sqrt{[I_1^{vu}(\tau)]^2 + [D^{vu}(\tau)]^2}. \quad (4)$$

Кроме этого, оценивались максимальные модули скорости ветра $|W|_{\max}$ во время каждого из трёх опасных подъёмов уровня моря.

В табл. 1 представлены результаты сравнения статистических характеристик измеренного ветра на станции Озерки с подобными характеристиками, полученными по данным реанализа ERA5. Различия в направлениях (α_m) сравниваемых векторов мат. ожидания составляют 9° , а в направлениях больших осей (α°) эллипсов ср. кв. отклонения 16° . Такие расхождения не являются большими, учитывая, что точность измерения направления ветра составляет $\pm 10^\circ$. Оценки сравниваемых показателей устойчивости ветра (r) одинаковые, и они свидетельствуют, что ветровой поток на рассматриваемом нами временном отрезке, стремится к устойчивому состоянию. Коэффициент корреляции (R) между измеренным и модельным ветром высокий (0.84), однако оценки модуля мат. ожидания, инвариантов ср. кв. отклонения и максимумов ветра 5 и 7 декабря по данным реанализа ERA5 являются заниженными относительно статистических характеристик измеренного ветра на ГМС Озерки. Причем, занижение значений максимумов ветра 5 и 7 декабря по данным реанализа ERA-5 является существенным, составляя 16 и 25 %, соответственно.

Таблица 1

Table 1

Статистические характеристики измеренного ветра на станции Озерки и ветра по данным реанализа ERA5 в точке 3 (рис. 1) без коррекции и с коррекцией, согласно работе [27]

Statistical characteristics of the measured wind at the Ozerki station and the wind according to the ERA5 reanalysis data at point 3 (Fig. 1) without correction and with correction, according to the work [27]

Станция, точка реанализа ERA5	m_w		$[I_1(0)]^{0.5}$	$\sqrt{\lambda_1(0)}$	$\sqrt{\lambda_2(0)}$	α°	R	r	$ W _{\max}$, 5.12.2015	$ W _{\max}$, 6.12.2015	$ W _{\max}$, 7.12.2015
	$ m_w $, м/с	α_m , град.	м/с	м/с	м/с	град.			м/с	м/с	м/с
Озерки	8,4	268	7,9	6,4	4,6	–5		0,9	19,8	15,2	19,9
точка 3	7,8	259	7,3	6,2	3,8	–21	0,84	0,9	16,6	15,7	15,0
точка 3 (коррекц.)	8,6	259	8,0	6,8	4,2	–21	0,84	0,9	18,4	17,3	16,5

В связи с этим, была проведена коррекция значений ветра реанализа ERA5 по всему ансамблю его полей с помощью методики, описанной в работе [27–28]. Согласно данной методики, коррекция ветра производилась по следующей формуле:

$$\begin{cases} W_{corr} = (15 + 1,5) \cdot \exp(0,071 \cdot [W - 15]), \text{ при } W \geq 15 \frac{\text{м}}{\text{с}}, \\ W_{corr} = W + \frac{1,5}{15} \cdot W, \text{ при } W < 15 \frac{\text{м}}{\text{с}} \end{cases}, \quad (5)$$

где W_{corr} — модуль скорости ветра с учетом коррекции данных реанализа ERA5, W — исходные данные ветра из реанализа ERA5.

На рис. 3, в показан временной ход векторов скорости ветра, полученного по данным реанализа ERA5 с учетом коррекции, а в нижней строчке табл. 1 представлены статистические параметры значений ветра после коррекции. Хорошо видно, что в большинстве случаев, после коррекции, статистические характеристики ветра из реанализа ERA5 и измеренного ветра лучше согласуются между собой. Поэтому в рамках численных экспериментов для задания граничных условий на поверхности моря использовались скорректированные значения ветровых условий из реанализа ERA5 по всему ансамблю полей ветра.

2.4. Верификация рассчитанных по модели изменений уровня моря

На рис. 3, а представлены результаты сравнения мареографных измерений уровня моря на станции Шепелёво в конце ноября — начале декабря 2015 г. с рассчитанными по модели INMOM рядами уровня моря с использованием исходных и скорректированных по формуле (5) данных изменений ветра из реанализа ERA5. Видно, что использованная нами коррекция ветра улучшает результаты моделирования: рассчитанная с коррекцией кривая изменения уровня моря становится ближе к его измеренным значениям (рис. 3, а). Однако, коррекция ветра не приводит к полному устранению ошибок в расчетах: первый, рассчитанный по модели с коррекцией ветра опасный подъём уровня моря, который произошел рано утром 5 декабря 2015 г., занижен на 40 см, относительно измеренного. Значение второго рассчитанного подъема уровня, случившегося в 03 часа 6 декабря, занижено, относительно измеренного уровня, на 15 см. Лучше всего с помощью моделирования был описан третий штормовой нагон уровня моря, который произошел рано утром 7 декабря, когда рассчитанный уровень моря был выше измеренного всего на 3 см (рис. 3, а).

Результаты вейвлет-анализа измеренных и рассчитанных по модели рядов уровня в районе Шепелёво свидетельствуют, что во время опасных подъёмов уровня моря в декабре 2015 г. генерировались колебания с периодами около 26 часов (см. рис. 3, б), что близко к периоду основной моды собственных колебаний Балтийского моря [29–30].

2.5. Описание численных экспериментов

В рамках принятых начальных и граничных условий модельные расчеты проводились с 1 июля 2015 по 10 декабря 2015 г. с выводом результатов каждый час. Всего было проведено четыре численных эксперимента:

- 1) без учета современных намывов территорий с реальными среднемесячными значениями стока Невы, которые в декабре 2015 г. достигали 2000 м³/с;
- 2) с учетом современных намывов территорий с реальными среднемесячными значениями стока Невы, которые в декабре 2015 г. достигали 2000 м³/с;
- 3) без учета современных намывов территорий с реальными среднемесячными значениями стока Невы, в которых декабрьское значение стока в 2000 м³/с было заменено на 4080 м³/с;
- 4) с учетом современных намывов территорий с реальными среднемесячными значениями стока Невы, в которых декабрьское значение стока в 2000 м³/с было заменено на 4080 м³/с;

Значение стока Невы в 4080 м³/с было оценено нами как максимальное за осенне-зимние периоды (сентябрь–январь) с 1945 по 2018 гг., так как, согласно статистическим данным, 86 % наводнений в Санкт-Петербурге произошли с сентября по январь [2–5].

4 декабря в 20:00 часов, во время начала первого декабрьского опасного подъёма уровня моря, когда уровень моря с внешней стороны КЗС достигал 80 см, затворы КЗС во всех четырёх экспериментах закрывались, и, далее, расчеты велись в условиях, когда Невская губа была полностью закрыта дамбой от акватории Финского залива. Таким образом, во всех четырёх экспериментах воспроизводились 3 опасных подъёма уровня моря, которые произошли 5, 6 и 7 декабря 2015 г. на востоке Финского залива в условиях работающего КЗС для двух разных объёмов расхода Невы, с учетом и без учета намыва территорий.

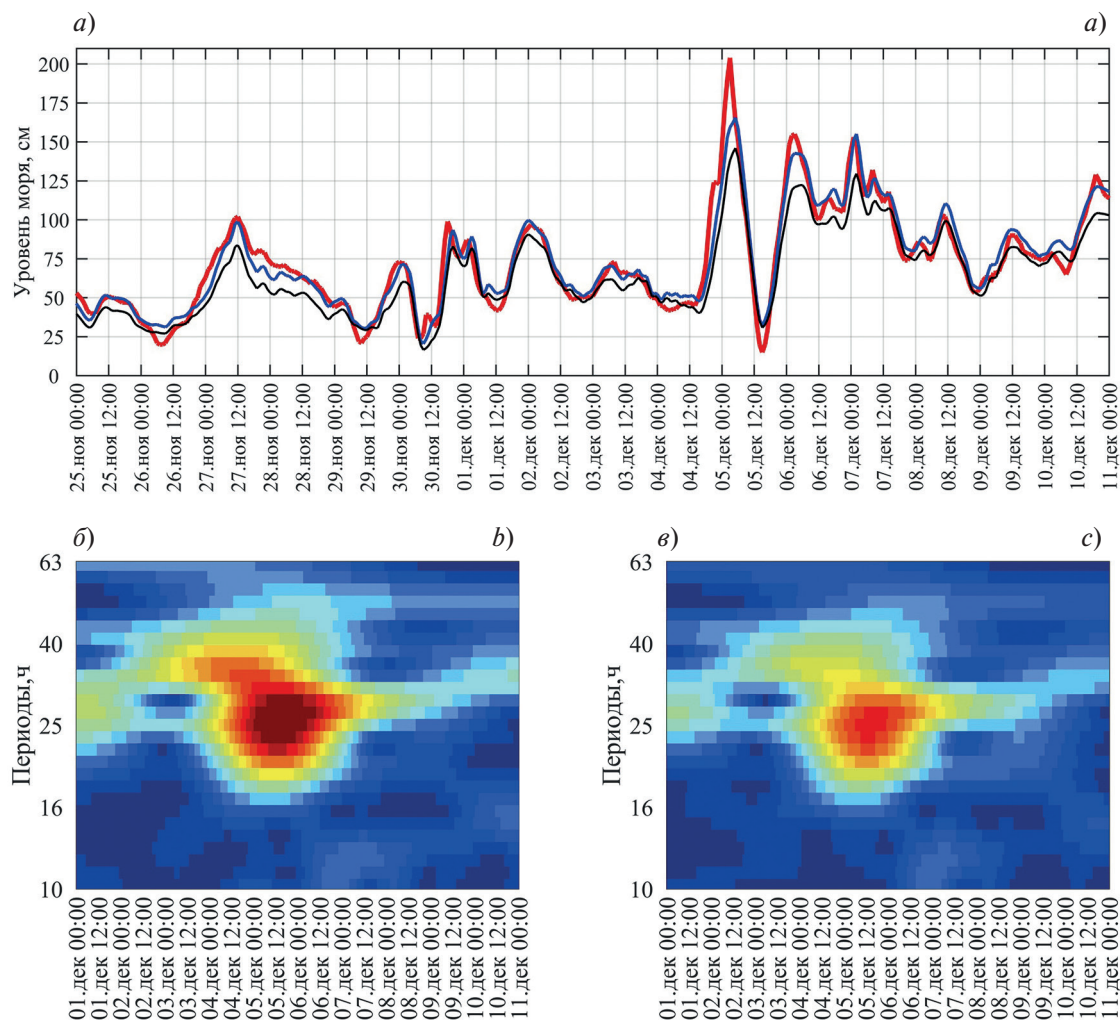


Рис. 3. Ряд ежечасных измерений уровня моря на гидрометеорологической станции Шепелёво (красная линия) и рассчитанные по модели INMOM ряды уровня моря, полученные с использованием исходных (черная линия) и скорректированных по формуле (5) (синяя линия) данных изменений ветра из реанализа ERA5 (a). Вейвлет разложения рядов измеренных значений уровня в Шепелёво (b) и рассчитанных значений уровня в районе Шепелёво (в)

Fig. 3. A series of hourly sea level measurements at the Shepelevo hydrometeorological station (red line) and sea level series calculated using the INMOM model, obtained using the initial (black line) and adjusted by formula (5) (blue line) wind change data from the ERA5 reanalysis (a). The wavelet decomposition of the series of measured sea level values in Shepelevo (b) and calculated sea level values in the Shepelevo area (c)

3. Результаты численных экспериментов

На рис. 4 показаны результаты численных экспериментов со стоком Невы $2000 \text{ м}^3/\text{с}$.

Через 12 ч после закрытия затворов КЗС, уровень на востоке Невской губы повысился до 105 см, а градиент уровня между Кронштадтом и Васильевским о-вом составил 25 см. В дельте Невы уровень достиг значений 140–150 см. Разница уровней между двумя экспериментами (без намывов и с намывами) в Невской губе не превышала 1 см, а в дельте Невы достигала 10–18 см (рис. 4, в).

Через 24 ч после закрытия дамбы уровень моря в Невской губе повысился до 120 см, а в дельте Невы — до 150 см. Разница между значениями уровня моря в двух экспериментах составляла на большей акватории Невской губы около 1 см, и только на востоке губы она достигала 2 см. В дельте Невы разница уровня между двумя экспериментами составила 11–18 см (рис. 4, е).

Через 48 часов после закрытия затворов КЗС уровень моря повысился до 140 см на западе Невской губы и до 165 см на её востоке, а в дельте Невы подъем уровня достиг 200 см. Дополнительный подъем уровня моря за счет намывов в Невской губе составил от 2 до 3 см., а в дельте Невы 12–18 см (рис. 4, и).

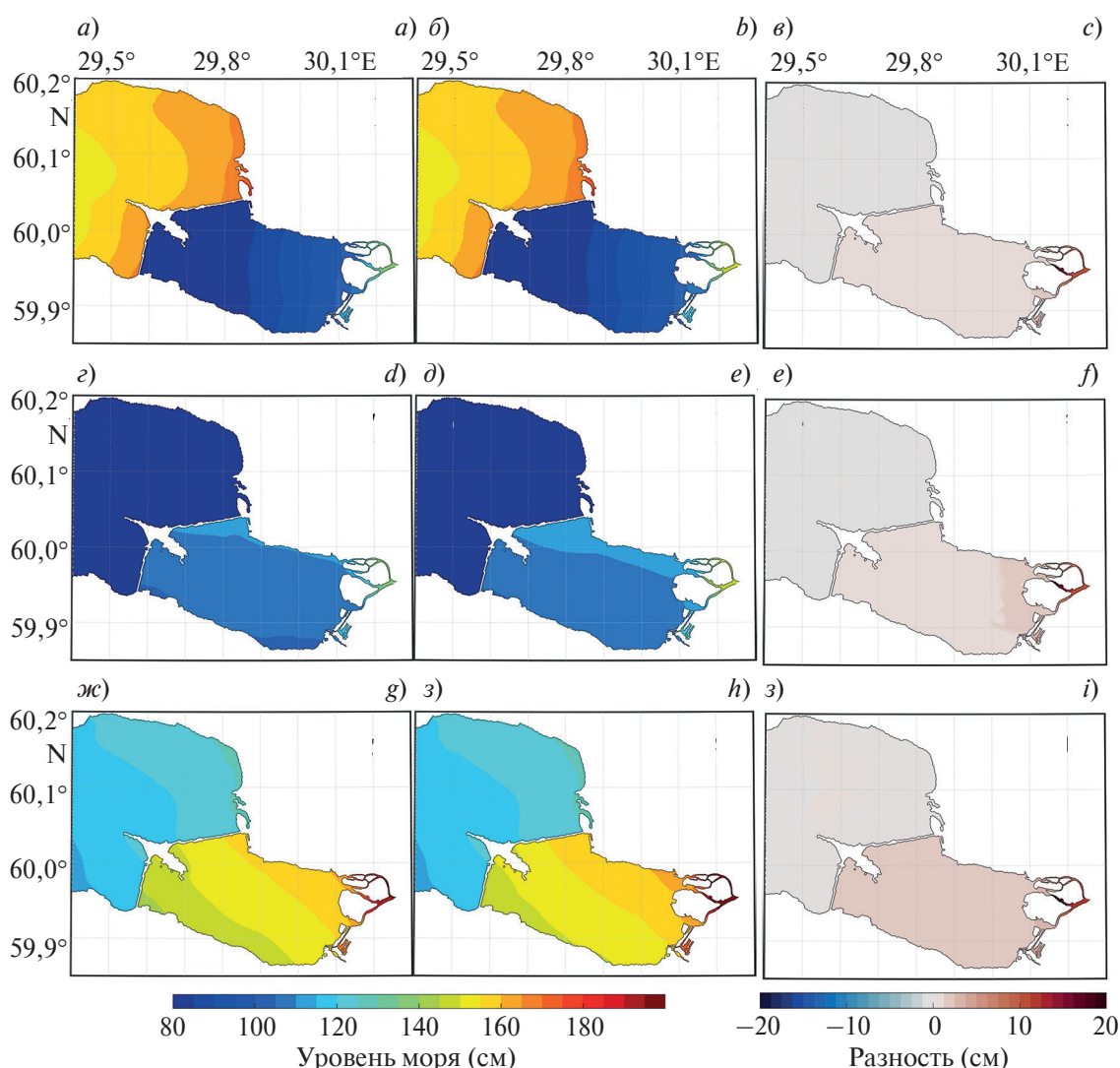


Рис. 4. Положение уровенной поверхности в Невской губе и дельте Невы для стока Невы $2000 \text{ м}^3/\text{с}$, при отсутствии намывов (а, д, ж), с намывами (б, е, з) и разность между ними (в, е, и), через 12 (а, б, в), 24 (д, е, д) и 48 (ж, з, и) часов после закрытия затворов КЗС

Fig. 4. The position of the sea surface in the Neva Bay and the Neva delta for the runoff of the Neva river of $2000 \text{ м}^3/\text{с}$, in the absence of alluvium (a, d, g), with alluvium (b, e, h) and the difference between them (c, f, i), after 12 (a, b, c), 24 (d, e, f) and 48 (g, h, i) hours after closing the gates of the FPFC

Более подробный анализ изменений во времени дополнительных подъемов уровня в дельте Невы из-за намывов территорий показал (см. рис. 5), что самый большой дополнительный подъем уровня, достигавший 20,5 см, отмечался через 19 ч после закрытия затворов КЗС в Малой Неве между мостами Бетанкура и Тучковым (точка 1 на рис. 1). У стрелки Васильевского о-ва максимальный дополнительный подъем уровня из-за намывов произошел через 20 ч после закрытия затворов КЗС и составил 12 см (точка 2 на рис. 1).

На графиках разности уровня моря видны высокочастотные затухающие колебания, которые могут быть связаны с трёхчасовыми сейшми. В измерениях уровня моря и других океанологических характеристик на востоке Финского залива такие колебания встречаются [31], но остаются плохо изученными.

Результаты численных экспериментов показали также, что повышение уровня моря у Горного института до 161 см после закрытия дамбы из-за современных намывов происходит на 2 ч раньше, чем при отсутствии намывов (табл. 2).

На рис. 6 показаны результаты численных экспериментов с объемом стока Невы $4080 \text{ м}^3/\text{с}$. Через 12 ч после закрытия затворов КЗС уровень моря на западе Невской губы достигает 85 см, а на востоке 130 см. Дополнительный подъем уровня из-за намывов равен на всей акватории Невской губы 2 см. В дельте Невы подъем уровня повышается до 150 см., а дополнительный подъем уровня, обусловленный намывами, здесь достигает 7–13 см.

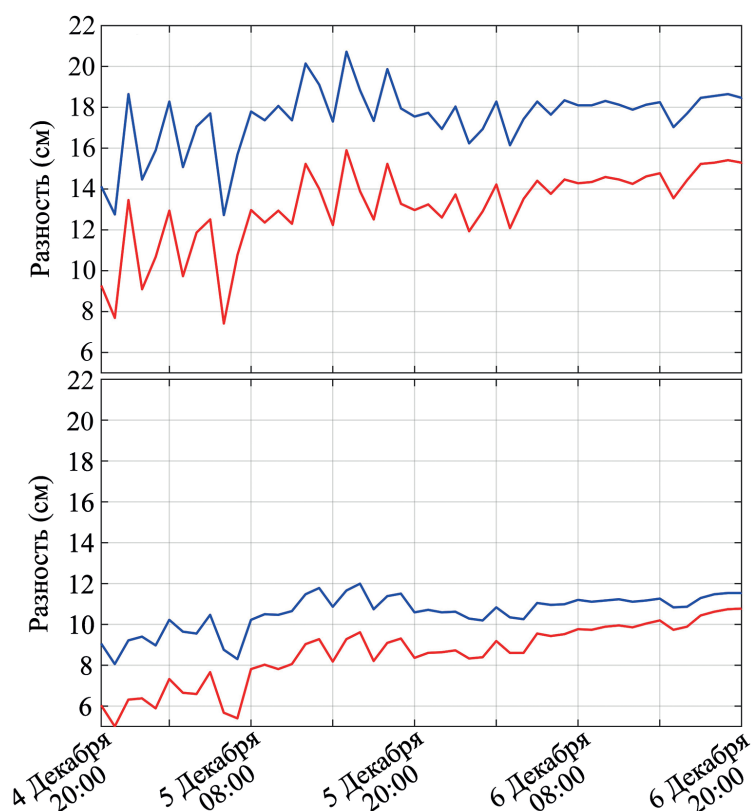


Рис. 5. Разница уровня моря между экспериментами с намывами — без намывов в точке № 1 (а) и точке № 2 (б) дельты Невы (см. рис. 1) после закрытия затворов КЗС при стоке Невы 2000 м³/с (синяя линия) и 4080 м³/с (красная линия)

Fig. 5. The difference in sea level between experiments with alluvial deposits — without alluvial deposits at point № 1 (a) and point № 2 (b) of the Neva Delta (see Fig. 1) after closing the gates of the FPFC at the runoff of the Neva river of 2000 m³/s (blue line) and 4080 m³/s (red line)

Таблица 2

Table 2

Значения промежутков времени после закрытия затворов КЗС, когда уровень моря в Невской губе у Горного института повышается до наводненческого значения 161 см

The values of the time intervals after the closure of the gates of the FPFC, when the sea level in the Neva Bay at the Mining University rises to a flood value of 161 cm

Расход Невы, м³/с	Без учета намывов, часы	С намывами, часы
2000	46	44
4080	27	26

Через 24 часа после закрытия дамбы уровень моря на севере Невской губы повышается до 155 см, а на юге — до 145 см. Дополнительный подъём уровня моря из-за намывов территорий составляет в Невской губе 2–4 см, а в дельте Невы 8–13 см.

Через 48 часов после закрытия затворов КЗС в Невской губе отмечается особо опасное наводнение с подъёмом уровня до 225–245 см. Дополнительный подъём уровня моря из-за современных намывов территорий в Невской губе составляет 4–5 см (рис. 6, и), а в дельте Невы 11–15,5 см.

Оценки изменений во времени дополнительных подъёмов уровня моря за счет намывов территорий в дельте Невы свидетельствуют, что их максимальное значение в точке 1 отмечается через 19 часов, когда оно составляет 16 см (рис. 6). В точке 2 (у Стрелки Васильевского о-ва) максимальное значение дополнительного подъёма уровня в 10,8 см наблюдается через 48 ч после закрытия затворов КЗС (рис. 6).

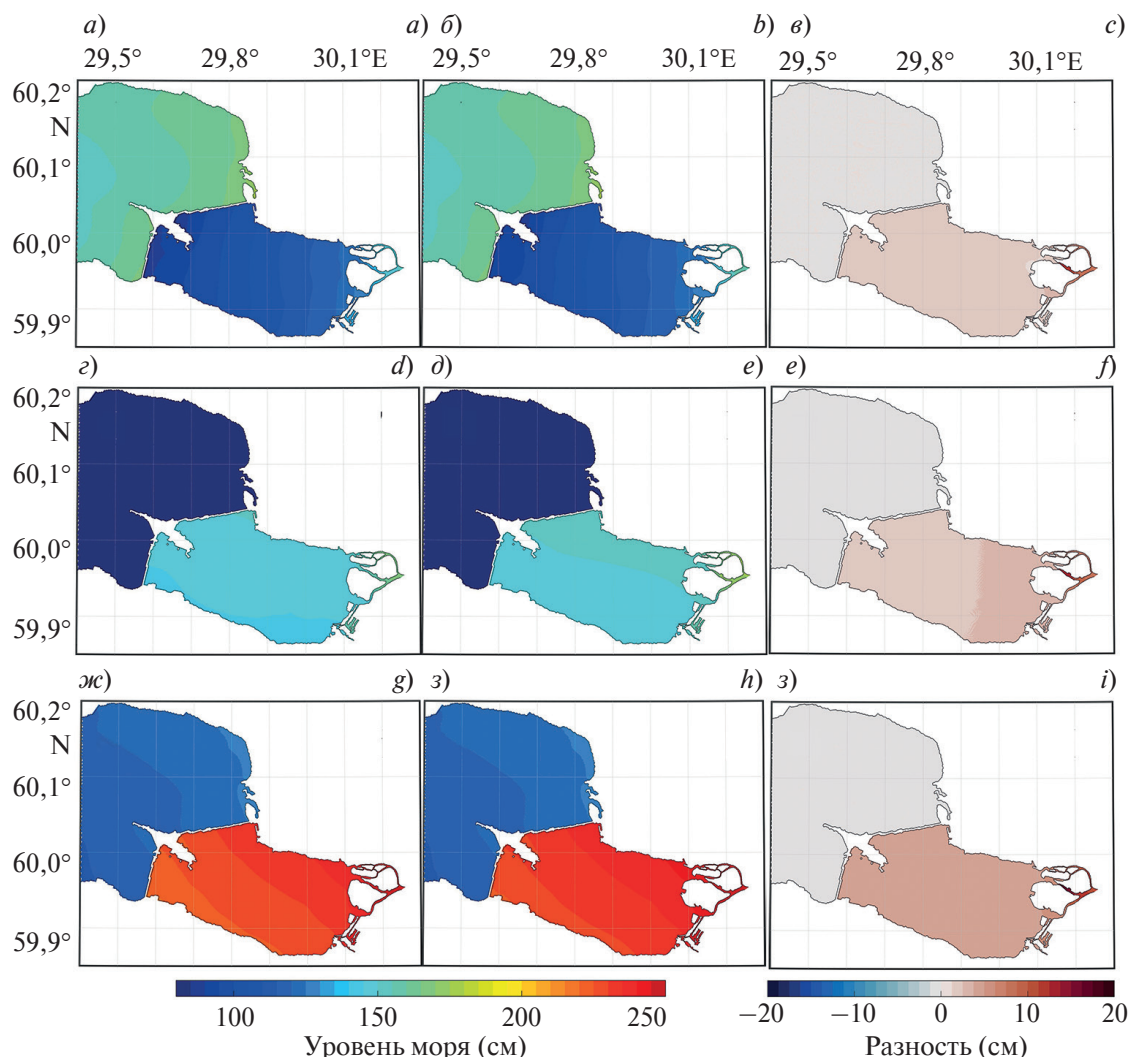


Рис. 6. Положение уровенной поверхности в Невской губе и дельте Невы для стока Невы 4080 м³/с, при отсутствии намывов (а, г, ж), с намывами (б, д, з) и разность между ними (в, е, и), через 12 (а, б, в), 24 (г, д, е) и 48 (ж, з, и) часов после закрытия затворов КЗС

Fig. 6. The position of the sea level in the Neva Bay and the Neva delta for the Neva runoff of 4080 m³/s, in the absence of alluvium (a, d, g), with alluvium (b, e, h) and the difference between them (c, f, i), after 12 (a, b, c), 24 (d, e, f) and 48 (g, h, i) hours after closing the gates of the FPFC

Наибольший дополнительный подъём уровня в точке 1 дельты Невы связан с тем, что при строительстве моста Бетанкура здесь из-за намывов территорий произошло сужение русла Малой Невы (см. рис. 2).

4. Заключение

Результаты численных экспериментов с трёхмерной бароклинной гидродинамической моделью IN-MOM, целью которых было исследовать влияние современных намывов территорий на изменения уровня в Невской губе и дельте Невы во время штормовых нагонов в условиях работы КЗС, позволяют сделать следующие основные выводы:

1. Сравнение рассчитанных с помощью модели INMOM и измеренных колебаний уровня в районе станции Шепелёво показало, что в начале декабря 2015 г., модель воспроизвела три, следующих друг за другом, опасных подъёма уровня моря с занижением их максимумов на 40, 15 и 3 см, соответственно.

2. Результаты вейвлет-анализа рассчитанных и измеренных рядов уровня моря свидетельствовали, что во время опасных подъёмов уровня моря в начале декабря 2015 г. генерировались колебания с периодами, близкими к основной моде 26-часовых собственных колебаний Балтийского моря.

3. Произведённые в последние полвека намывы территорий не оказывают заметных изменений в положении уровенной поверхности Невской губы при закрытых затворах КЗС во время опасных подъёмов уровня моря, вызванных штормовыми нагонами. Дополнительные подъёмы уровня из-за намывов в Невской губе при закрытых в течение 12–48 ч затворах КЗС составляют 1–3 см, когда расход Невы был 2000 м³/с и 2–5 см, когда объём стока Невы составлял 4080 м³/с. Однако подъём уровня до 161 см у Горного института, при котором в Санкт-Петербурге фиксируются наводнения, происходит из-за намывов раньше на 1–2 ч.

4. Наибольшие дополнительные подъёмы уровня воды из-за намывов территорий отмечаются в дельте Невы, где при объёме её стока в 2000 м³/с в районе моста Бетанкура в Малой Неве наблюдался дополнительный подъём уровня в 20,5 см.

5. При максимальном для осенне-зимнего периода объёме стока Невы в 4080 м³/с, через 27 ч после закрытия затворов КЗС, в Невской губе у пункта Горный институт фиксируется опасный подъём уровня в 161 см, а через 48 ч — особо опасный подъём уровня в 240 см.

Литература

1. Павловский А.А., Епифанова Н.Н., Шамируин В.И. О градостроительных особенностях формирования искусственных земельных участков Санкт-Петербурга // Охрана окружающей среды Санкт-Петербурга. № 4(22) декабрь 2021 г. 2021. С. 26–30.
2. Померанец К.С. О статистике наводнений в Петербурге // Метеорология и гидрология. 1999. № 8. С. 105–110.
3. Аверкиев А.С., Клеванный К.А. Определение траекторий и скоростей циклонов, приводящих к максимальным подъёмам воды в Финском заливе // Метеорология и гидрология. 2007. № 8. С. 55–63.
4. Захарчук Е.А., Тихонова Н.А. О пространственно-временной структуре и механизмах формирования невыхских наводнений // Метеорология и гидрология. 2011. № 8. С. 54–64.
5. Захарчук Е.А., Сухачёв В.Н., Тихонова Н.А. Механизмы опасных подъёмов уровня моря в Финском заливе. СПб.: Издательство «Петербург XXI век», 2017. 151 с.
6. Захарчук Е.А., Сухачёв В.Н., Тихонова Н.А. О пространственной структуре и распространении волн невыхских наводнений // Метеорология и гидрология. 2020. № 4. С. 42–53.
7. Захарчук Е.А., Сухачев В.Н., Тихонова Н.А. Штормовые нагоны в Финском заливе Балтийского моря // Вестник СПбГУ. 2021, Т. 66. № 4. С. 781–805. doi:10.21638/spbu07.2021.408
8. Лабзовский Н.А. Непериодические колебания уровня моря. Л.: Гидрометеиздат, 1971. 238 с.
9. Морской энциклопедический справочник: в двух томах. Том 2. Под ред. Н.Н. Исанина. Л.: Судостроение, 1986. 520 с.
10. Horsburgh K., Haigh I.D., Williams J. et al. “Grey swan” storm surges pose a greater coastal flood hazard than climate change // Ocean Dynamics. 2021. Vol. 71. P. 715–730. doi:10.1007/s10236-021-01453-0
11. Guérou A., Meyssignac B., Prandi P. et al. Current observed global mean sea level rise and acceleration estimated from satellite altimetry and the associated measurement uncertainty // Ocean Science. 2023. Vol. 19. P. 431–451.
12. Захарчук Е.А., Тихонова Н.А., Сухачев В.Н. Изменчивость уровня Балтийского моря. Водные ресурсы в условиях глобальных вызовов: экологические проблемы, управление, мониторинг // Сборник трудов Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. 20–22 сентября 2023 г. Том 2. Южный федеральный университет. Новочеркасск: Лик, 2023. С. 57–62.
13. Passaro M., Müller F.L., Oelsmann J. et al. Absolute Baltic Sea Level Trends in the Satellite Altimetry Era: A Revisit // Front. Mar. Sci. 2021. Vol. 8. 647607. doi:10.3389/fmars.2021.647607
14. Клеванный К.А., Колесов А.М., Мостаманди М.-С.В. Прогноз наводнений в Санкт-Петербурге и восточной части Финского залива в условиях работы комплекса защитных сооружений // Метеорология и гидрология. 2015. № 2. С. 61–70.
15. Клеванный К.А., Аверкиев А.С. Влияние работы комплекса защитных сооружений Санкт-Петербурга от наводнений на подъём уровня воды в восточной части Финского залива // Научно-теоретический журнал «Общество × Среда × Развитие». 2011. № 1. С. 204–209.
16. Павловский А.А., Менжулин Г.В. Изменения климата и оценка перспективы использования в петербургском градостроительстве искусственных намывных территорий // Труды Главной геофизической обсерватории им. А.И. Воейкова. Вып. 593. 2019. С. 70–84.
17. Попов С.К., Гусев А.В., Фомин В.В. Вторичный максимум уровня моря в наводнениях в Санкт-Петербурге и его воспроизведение в численных моделях // Метеорология и гидрология. 2018. № 12. С. 48–60.
18. Zalesny V.B., Gusev A.V., Ivchenko V.O., Tamsalu R., Aps R. Numerical model of the Baltic Sea circulation // Russian Journal of Numerical Analysis and Mathematical Modelling. 2013. Vol. 28. N 1. P. 85–100. doi:10.1515/rnam-2013-0006

19. Zalesny V.B., Gusev A.V., Chernobay S. Yu. et al. The Baltic Sea circulation modelling and assessment of marine pollution // *Russian Journal of Numerical Analysis and Mathematical Modelling*. 2014. Vol. 29, N 2, P. 129–138. doi:10.1515/rnam-2014-0010
20. Brydon D., Sun S., Bleck R. A new approximation of the equation of state for seawater, suitable for numerical ocean models // *Journal of Geophysical Research-Oceans*. 1999. Vol. 104. P. 1537–1540. doi:10.1029/1998jc900059
21. Яковлев Н.Г. Восстановление крупномасштабного состояния вод и морского льда Северного Ледовитого океана в 1948–2002 гг. Часть 1: Численная модель и среднее состояние // *Известия РАН, Физика атмосферы и океана*. 2009. Т. 45, № 3. С. 383–398.
22. Smolarkiewicz P. A fully multidimensional positive definite advection transport algorithm with small implicit diffusion // *Journal of Computational Physics*. 1984. Vol. 54. P. 325–362. doi:10.1016/0021-9991(84)90121-9
23. Hunke E.C., Dukowicz J.K. An elastic-viscous-plastic model for sea ice dynamics // *Journal of Physical Oceanography*. 1997. Vol. 27. P. 1849–1867. doi:10.1175/1520-0485(1997)027<1849:AEVPMF>2.0.CO;2
24. Hersbach H., Bell B., Berrisford P. et al. The ERA5 global reanalysis // *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*. 2020. Vol. 146. P. 1999–2049. doi:10.1002/qj.3803
25. Бельишев А.П., Клеваницов Ю.П., Рожков В.А. Вероятностный анализ морских течений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 264 с.
26. Методическое письмо по вероятностному анализу векторных временных рядов скорости течений и ветра. Л.: Гидрометеиздат, 1984. 62 с.
27. Malakar P., Kesarkar A., Bhate J., Singh V., Deshamukhya A. Comparison of Reanalysis Data Sets to Comprehend the Evolution of Tropical Cyclones Over North Indian Ocean // *Earth and Space Science*. 2020. Vol. 7. e2019EA000978. doi:10.1029/2019EA000978
28. Li X., Yang J., Han G. et al. Tropical Cyclone Wind Field Reconstruction and Validation Using Measurements from SFMR and SMAP Radiometer // *Remote Sensing*. 2022. 14(16). 3929. doi:10.3390/rs14163929
29. Wübbler C., Krauss W. The two-dimensional seiches of the Baltic Sea // *Oceanologica Acta*. 1979. 4(2). P. 435–446.
30. Zakharchuk E.A., Tikhonova N.A., Zakharova E., Kouraev A.V. Spatiotemporal structure of Baltic free sea level oscillations in barotropic and baroclinic conditions from hydrodynamic modelling // *Ocean Science*. 2021. Vol. 17. I. 2. P. 543–559. doi:10.5194/os-17-543-2021
31. Сухачев В.Н., Захарчук Е.А., Клеваницов Ю.П., Тихонова Н.А. Изменчивость гидрологических характеристик в восточной части Финского залива по данным измерений на автоматической донной станции СПО ГОИН // *Проблемы Арктики и Антарктики*. 2014. № 3 (101). С. 97–108.

References

1. Pavlovsky A.A., Epifanova N.N., Shamshurin V.I. On urban planning features of the formation of artificial land plots in St. Petersburg. *Environmental Protection of St. Petersburg*. No.4(22) December 2021, 2021, 26–30 (in Russian).
2. Pomeranets K.S. On flood statistics in St. Petersburg. *Meteorology and hydrology*. 1999, 8, 105–110 (in Russian).
3. Averkiev A.S., Klevanny K.A. Determining cyclone trajectories and velocities leading to extreme sea level rises in the gulf of Finland. *Russian Meteorology and Hydrology*. 2007, 32, 514–519. doi:10.3103/S1068373907080067
4. Zakharchuk E.A., Tikhonova N.A. On the spatiotemporal structure and mechanisms of the Neva River flood formation. *Russian Meteorology and Hydrology*. 2011, 8, 534–541. doi:10.3103/S106837391108005X
5. Zakharchuk E.A., Sukhachev V.N., Tikhonova N.A. Mechanisms of dangerous sea level rises in the Gulf of Finland. *St. Petersburg: Publishing house “Petersburg XXI century”*, 2017, 151 p. (in Russian).
6. Zakharchuk E.A., Tikhonova N.A., Sukhachev V.N. Spatial Structure and Propagation of the Neva Flood Waves. *Russian Meteorology and Hydrology*. 2020, 45(4), 245–253. doi:10.3103/s1068373920040044
7. Zakharchuk E.A., Sukhachev V.N., Tikhonova N.A. Storm surges in the Gulf of Finland of the Baltic Sea. *Vestnik of Saint Petersburg University. Earth Sciences*. 2021, 66(4). doi:10.21638/spbu07.2021.408 (in Russian).
8. Labzovsky N.A. Non-periodic fluctuations in sea level. L.: *Hydrometeoizdat*, 1971. 238 p.
9. The Marine Encyclopedic Handbook: in two volumes. Volume 2. Edited by N.N. Isanin, L.: *Shipbuilding*, 1986, 520 p. (in Russian).
10. Horsburgh K., Haigh I.D., Williams J. et al. “Grey swan” storm surges pose a greater coastal flood hazard than climate change. *Ocean Dynamics*. 2021, 71, 715–730. doi:10.1007/s10236-021-01453-0
11. Guérou A., Meyssignac B., Prandi P. et al. Current observed global mean sea level rise and acceleration estimated from satellite altimetry and the associated measurement uncertainty. *Ocean Science*. 2023, 19, 431–451.

12. Zakharchuk E.A., Tikhonova N.A., Sukhachev V.N. Variability of the Baltic Sea level. Water resources in the context of global challenges: environmental problems, management, monitoring. *Proceedings of the All-Russian Scientific and Practical Conference with international participation. September 20–22, 2023, Southern Federal University. Novocherkassk, Lik*, 2023, 2, 57–62 (in Russian).
13. Passaro M., Müller F.L., Oelsmann J. et al. Absolute Baltic Sea Level Trends in the Satellite Altimetry Era: A Revisit. *Frontiers in Marine Science*. 2021, 8, 647607. doi:10.3389/fmars.2021.647607
14. Klevannyi K.A., Kolesov A.M., Mostamandi M.-S.V. Predicting the floods in St. Petersburg and the eastern part of the Gulf of Finland under conditions of operation of the flood prevention facility complex. *Russian Meteorology and Hydrology*. 2015, 40(2), 115–122. doi:10.3103/s1068373915020077
15. Klevannyi K.A., Averkiev A.S. The influence of the work of the complex of protective structures of St. Petersburg from floods on the rise of the water level in the eastern part of the Gulf of Finland. *Scientific and theoretical journal "Society — Environment — Development"*. 2011, 1, 204–209 (in Russian).
16. Pavlovsky A.A., Menzhulin G.V. Climate change and assessment of the prospects for the use of artificial alluvial territories in St. Petersburg urban planning. *Proceedings of the Voeikov Main Geophysical Observatory*. 2019, 593, 70–84 (in Russian).
17. Popov S.K., Gusev A.V., Fomin V.V. The Secondary Sea Level Maximum during Floods in Saint Petersburg and Its Simulation with Numerical Models. *Russian Meteorology and Hydrology*. 2018, 43(12), 827–836. doi:10.3103/s1068373918120038
18. Zalesny V.B., Gusev A.V., Ivchenko V.O., Tamsalu R., Aps R. Numerical model of the Baltic Sea circulation. *Russian Journal of Numerical Analysis and Mathematical Modelling*. 2013, 28, 1, 85–100. doi:10.1515/rnam-2013-0006
19. Zalesny V.B., Gusev A.V., Chernobay S. Yu. et al. The Baltic Sea circulation modelling and assessment of marine pollution. *Russian Journal of Numerical Analysis and Mathematical Modelling*. 2014, 29, 2, 129–138. doi:10.1515/rnam-2014-0010
20. Brydon D., Sun S., Bleck R. A new approximation of the equation of state for seawater, suitable for numerical ocean models. *Journal of Geophysical Research-Oceans*. 1999, 104, 1537–1540. doi:10.1029/1998jc900059
21. Yakovlev N.G. Reproduction of the large-scale state of water and sea ice in the Arctic Ocean in 1948–2002: Part I. Numerical model. *Izvestiya, Atmospheric and Oceanic Physics*. 2009, 45(3), 357–371. doi:10.1134/s0001433809030098
22. Smolarkiewicz P. A fully multidimensional positive definite advection transport algorithm with small implicit diffusion. *Journal of Computational Physics*. 1984, 54, 325–362. doi:10.1016/0021-9991(84)90121-9
23. Hunke E.C., Dukowicz J.K. An elastic-viscous-plastic model for sea ice dynamics. *Journal of Physical Oceanography*. 1997, 27, 1849–1867. doi:10.1175/1520-0485(1997)027<1849:AEVPMF>2.0.CO;2
24. Hersbach H., Bell B., Berrisford P., et al. The ERA5 global reanalysis. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*. 2020, 146, 1999–2049. doi:10.1002/qj.3803
25. Belyshev A.P., Klevantsov Yu.P., Rozhkov V.A. Probabilistic analysis of sea currents. *L., Hydrometeoizdat*, 1983, 264 p. (in Russian).
26. Methodical letter on the probabilistic analysis of vector time series of current and wind velocity. *L.: Hydrometeoizdat*, 1984, 62 p. (in Russian).
27. Malakar P., Kesarkar A., Bhate J., Singh V., Deshamukhya A. Comparison of Reanalysis Data Sets to Comprehend the Evolution of Tropical Cyclones Over North Indian Ocean. *Earth and Space Science*. 2020, 7, e2019EA000978. doi:10.1029/2019EA000978
28. Li X., Yang J., Han G. et al. Tropical Cyclone Wind Field Reconstruction and Validation Using Measurements from SFMR and SMAP Radiometer. *Remote Sensing*. 2022, 14(16), 3929. doi:10.3390/rs14163929
29. Wübbler C., Krauss W. The two-dimensional seiches of the Baltic Sea. *Oceanologica Acta*. 1979, 4(2), 435–446.
30. Zakharchuk E.A., Tikhonova N.A., Zakharova E., Kouraev A.V. Spatiotemporal structure of Baltic free sea level oscillations in barotropic and baroclinic conditions from hydrodynamic modelling. *Ocean Science*. 2021, 17(2), 543–559. doi:10.5194/os-17-543-2021
31. Sukhachev V.N., Zakharchuk E.A., Klevantsov Yu.P., Tikhonova N.A. Variability of hydrological characteristics in the eastern part of the Gulf of Finland according to measurements at the automatic bottom station SPO GOIN. *Problems of the Arctic and Antarctic*. 2014, 3(101), 97–108 (in Russian).

Об авторах

ТИХОНОВА Наталья Александровна, доцент кафедры океанологии, Институт наук о Земле СПбГУ; заведующий лабораторией, Санкт-Петербургское отделение ГОИ им. Н.Н. Зубова, кандидат географических наук, ORCID: 0000-0002-4546-4920, WoS ResearcherID: I-4647-2015, Scopus AuthorID: 11239410500, SPIN-код: 9870-7279, e-mail: i@ntikhonova.ru

ЗАХАРЧУК Евгений Александрович, заведующий кафедрой океанологии, Институт наук о Земле СПбГУ, доктор географических наук, ORCID: 0000-0001-6079-5739, WoS ResearcherID: N-1644-2013, Scopus AuthorID: 6603158329, SPIN-код: 9870-7279, e-mail: eazakharchuk@yandex.ru

Тихонова Н.А., Захарчук Е.А., Гусев А.В., Травкин В.С., Павловский А.А.
Tikhonova N.A., Zakharchuk E.A., Gusev A.V., Travkin V.S., Pavlovsky A.A.

ГУСЕВ Анатолий Владимирович, старший научный сотрудник ИВМ РАН, ФГБУ «ГОИН» и ИО РАН, кандидат физико-математических наук, ORCID: 0000-0002-6463-3179, Scopus AuthorID: 56828803500, WoS ResearcherID A-8528-2014, SPIN-код: 1387-3344, e-mail: anatoly.v.gusev@gmail.com

ТРАВКИН Владимир Станиславович, научный сотрудник, ORCID: 0000-0002-7254-9313, WoS ResearcherID: HPE-4729-2023, Scopus AuthorID: 57509420800, SPIN-код: 4395-1208, e-mail: vtravkin99@gmail.com

ПАВЛОВСКИЙ Артем Александрович, и. о. заведующего кафедрой климатологии и мониторинга окружающей среды, Институт наук о Земле СПбГУ, доктор географических наук, ORCID: 0000-0002-3809-9355, Scopus AuthorID: 36614391300, SPIN-код: 4570-0930, pa1@yandex.ru

УДК 502.65 + 502.656

© Т. Р. Минина^{1*}, В. В. Меншуткин¹, Н. Н. Филатов^{2,3}, 2024

¹Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт проблем региональной экономики Российской академии наук, 190013, Санкт-Петербург, ул. Серпуховская, 38

² Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, ФИЦ «Карельский научный центр РАН», 185030, Республика Карелия, Петрозаводск, пр. А. Невского, 50

³Институт океанологии им. П.П. Шишова РАН, 117997, Москва, Нахимовский проспект, д. 36

*trminina@yandex.ru

О МАТЕМАТИЧЕСКОМ МОДЕЛИРОВАНИИ В ЛИМНОЛОГИИ, ОКЕАНОЛОГИИ, ЭКОЛОГИИ И ЭКОНОМИКЕ В РАБОТАХ В.В. МЕНШУТКИНА

Статья поступила в редакцию 05.02.2024, после доработки 13.05.2024, принята в печать 15.05.2024

Аннотация

Приведен краткий обзор работ доктора биологических наук, профессора В.В. Меншуткина за 65-летний период научной деятельности, начавшейся в 1960-е гг. с экспериментальных работ по гидрофизике озера Байкал и первых математических моделей популяции окуня маленького озера Херя-Ярви (Карельский перешеек) и сообщества рыб в озере Дальнем (Камчатка). Последняя имела большое практическое значение при заключении соглашения с Японией о квотах вылова нерки.

Круг интересов В.В. Меншуткина был весьма широк и включал математическое моделирование в биологии, физиологии, лимнологии, океанологии, демографии, экономике, экологии и рациональном природопользовании. К работам по исследованию водных объектов и процессов в них относится моделирование динамики популяций рыб и водных беспозвоночных, антарктического криля. Созданы математические модели экосистем Ладожского и Онежского озер, а за время океанских экспедиций Академии наук — Японского моря и района Перуанского апвеллинга.

Интересны его исследования в области физиологии кровообращения и водно-солевого обмена, работы, связанные с космической тематикой, с моделированием диагностики и лечения психических заболеваний. Особое внимание В.В. Меншуткин уделял вопросам биологической эволюции и моделированию эволюционного процесса. Математический аппарат, используемый В.В. Меншуткиным, очень широк: от систем дифференциальных уравнений до конечных автоматов, нейронных сетей, нечеткой логики и когнитивного моделирования (нового направления в искусственном интеллекте), с которым были связаны исследования эколого-социо-экономических систем водосборов водных объектов.

О.П. Савчука и В.В. Меншуткина объединяли методы исследования — математическое моделирование и изучаемые объекты: океаны, моря и озера. Есть у них и единственная совместная публикация — коллективная монография по результатам работы над проектом «Невская губа», на основании выводов которого было принято столь важное для Петербурга решение о завершении строительства защитных сооружений от наводнений.

Ключевые слова: математическое моделирование, лимнология, океанология, экономика, экосистема, эволюция, эколого-социо-экономическая система (ЭСЭ-система), когнитивное моделирование, искусственный интеллект

UDC 502.65 + 502.656

© Т. Р. Минина^{1*}, В. В. Меншуткин¹, Н. Н. Филатов^{2,3}, 2024

¹Institute for Regional Economic Studies Russian Academy of Science, 38 Serpukhovskaya Str., St. Petersburg, 190013, Russia

²Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre, Russian Academy of Sciences, 50 A. Nevskogo Pr., Petrozavodsk, Republic of Karelia, 185030, Russia

³Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, 36 Nakhimovsky Prosp., Moscow, 117997, Russia

*trminina@yandex.ru

Ссылка для цитирования: Минина Т.Р., Меншуткин В.В., Филатов Н.Н. О математическом моделировании в лимнологии, океанологии, экологии и экономике в работах В.В. Меншуткина // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2024. Т. 17, № 2. С. 119–133. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-10

For citation: Minina T.R., Menshutkin V.V., Filatov N.N. About mathematical modeling in limnology, oceanology, ecology and economics in the works of V.V. Menchutkin. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2024, 17, 2, 119–133.

doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-10

ABOUT MATHEMATICAL MODELING IN LIMNOLOGY, OCEANOLOGY, ECOLOGY AND ECONOMICS IN THE WORKS OF V.V. MENCHUTKIN

Received 05.02.2024, Revised 13.05.2024, Accepted 15.05.2024

Abstract

The article gives a brief review of the works of Doctor of Biological Sciences, Prof. V.V. Menshutkin for the 65-year period of scientific activity, which began in the 60s of the XX century with experimental works on the hydrophysics of Lake Baikal and the first mathematical models of the perch population of the small lake Kherya-Yarvi (Karelian Isthmus) and fish community in Lake Dalneye (Kamchatka). The latter was of great practical importance when concluding an agreement with Japan on catch quotas for sockeye salmon.

V.V. Menshutkin's range of interests was very wide and included mathematical modeling in biology, physiology, limnology, oceanology, demography, economics, ecology and rational nature management. The works on research of water objects and processes in them include modeling of dynamics of fish and aquatic invertebrate populations, Antarctic krill. He created mathematical models of ecosystems of Ladoga and Onega lakes, and during oceanic expeditions of the Academy of Sciences — of the Sea of Japan and the Peruvian upwelling area.

His research in the field of physiology of blood circulation and water-salt metabolism, works related to space subjects, modeling of diagnostics and treatment of mental diseases are interesting. V.V. Menshutkin paid special attention to the issues of biological evolution. V.V. Menshutkin paid special attention to the issues of biological evolution and modeling of evolutionary process. The mathematical apparatus used by V.V. Menshutkin is very broad. The mathematical apparatus used by V.V. Menshutkin is very wide: from systems of differential equations to finite automata, neural networks, fuzzy logic and cognitive modeling (a new direction in artificial intelligence), with which the studies of ecological-socio-economic systems of water bodies catchments were connected.

O.P. Savchuk and V.V. Menshutkin united research methods — mathematical modeling and objects under study: oceans, seas and lakes. However, their only joint work was the collective monograph on the results of “Nevskaya Guba” project, which conclusions became the basis for the important decision to complete the construction of the dam in St. Petersburg.

Keywords: mathematical modeling, limnology, oceanology, economics, ecosystem, evolution, ecological-socio-economic system (ESE-system), cognitive modeling, artificial intelligence

1. Введение

Осенью 2023 года Владимир Васильевич Меншуткин¹ начал подготовку статьи, посвященной памяти О.П. Савчука, решив поделиться опытом применения математического моделирования и вычислительной техники в научных исследованиях за долгий, 65-летний период своей научной деятельности. Однако жизнь вносит свои коррективы, и ... в окончательный вариант статьи, основанный на незавершенном варианте В.В. Меншуткина, вошли материалы его научной биографии и опубликованных работ, в том числе и автобиографических [1–6].

Начало активной научной деятельности В.В. Меншуткина совпало с появлением первых ЭВМ в институтах Академии наук. Это и определило научное направление специалиста, получившего хорошее техническое и математическое образование, — математическое моделирование.

В.В. Меншуткин — представитель первого поколения отечественных модельеров в области биологии и экологии. Отметим две работы, которые имели большое практическое значение.

Модель популяции промысловой рыбы для определения максимально допустимого вылова при сохранении устойчивой численности облавливаемой популяции, созданная на данных об озере Дальнем (нерестово-нагульный водоем тихоокеанского лосося нерки, Камчатка) стала первой в СССР численной моделью водоема [7] и сыграла большую роль в соглашениях с Японией о квотах вылова, гарантирующих сохранение популяции нерки. Участвовавшие в работе д. б. н. Ф.В. Крогиус и д. б. н. Е.М. Крохин не только предоставили данные об озере Дальнем для создания модели — общение с ними способствовало получению В.В. Меншуткиным навыков вникать в сущность процесса, который предстоит моделировать. Можно сказать, что использование модели популяции промысловой рыбы, обеспечивающей сохранность популяции — одно из решений проблемы рационального природопользования, а В.В. Меншуткин одним из первых в нашей стране начал работы по этой проблеме [8]. По материалам исследования созданной модели в 1969 году вышла книга «Сообщество пелагических рыб озера Дальнего. Опыт кибернетического моделирования» [9]. В 1971 году авторам этой книги (Ф.В. Крогиус, Е.М. Крохину и В.В. Меншуткину) была присуждена Государственная премия СССР.

¹ В.В. Меншуткин — доктор биологических наук по специальности «гидробиология» (1972), лауреат государственной премии СССР (1971), профессор (1985), лауреат премии им. А.П. Карпинского (2006).

Успешность программы «Невская губа» (руководитель В.В. Меншуткин), предназначенной для анализа состояния Невской губы в зависимости от решения о возобновлении строительства дамбы, подтверждена удовлетворительным состоянием Невской губы в настоящее время.

С 1965 года В.В. Меншуткин как руководитель группы математического моделирования Института эволюционной физиологии и биохимии им. И.М. Сеченова (ИЭФБ РАН) работал над созданием моделей вместе с коллегами — специалистами в области биологии, физиологии и даже медицины. Знания в этих новых для него областях науки В.В. Меншуткин получал благодаря общению с такими крупными учеными как академики АН СССР физиологи Е.М. Крепс и Ю.В. Наточин, член-корр. АН СССР Г.Г. Винберг, биолог и генетик Н.В. Тимофеев-Ресовский. Глубокое понимание исследуемого процесса и умение выбрать наиболее соответствующий процессу метод, знание математики и методов оптимизации — основа высокого качества моделей В.В. Меншуткина, характерной чертой которых является их предельная конкретность. При создании модели он стремился, по возможности, лично участвовать в экспедициях, чтобы изучать исследуемые процессы вместе со специалистами в конкретной области, поскольку собранные исследователями и очень интересные с их точки зрения материалы не всегда могут быть использованы в математических моделях. Заметим, что такой же подход к научной деятельности был и О.П. Савчука.

С другой стороны, для моделей В.В. Меншуткина характерно широкое применение разнообразного математического аппарата и доведение исследований до работающих программных продуктов.

Особый интерес В.В. Меншуткин проявлял к вопросам эволюции, моделированием которой он увлекся благодаря знакомству с «отцом» русской кибернетики А.А. Ляпуновым (конец 60-х), опубликовав с 1977 по 2019 более 20 работ. Вопросы компьютерной имитации эволюционного процесса рассмотрены в [10–13], вопросы эволюционной физиологии (в соавторстве с академиком Ю.В. Наточиным) — в [14–18], но больше всего внимания, особенно в последние годы, В.В. Меншуткин уделял моделированию эволюции человеческого общества и биосферы [3, 19–22]. Заслуживает упоминания оценка В.В. Меншуткиным его совместной с коллегой, профессором В.Ф. Левченко (ИЭФБ РАН) работы по этому направлению: «По зрелому впечатлению модель человеческого общества, которую мы делали вместе с Левченко, нельзя признать в целом удачной. Но у этой модели было одно качество, которое отличало ее от обычных демографических моделей: люди в этой модели могли не только рождаться, вступать в браки, производить детей и умирать, но и изменяться сами и передавать эти изменения по наследству. От дарвиновской модели это построение отличалось принципиальным отсутствием естественного отбора. По своей конструкции модель была вероятностной и рассчитанной на прохождение 10000 лет. Пользуясь методом Монте-Карло, мы ожидали, что модель будет приходить к конечному результату с каким-то разбросом средней численности и возрастной структуры населения. Но модель повела себя несколько иначе. Во-первых, появились такие реализации, которые вели к полному исчезновению человеческого населения. Катастрофе предшествовали такие состояния модели, при которых большинство населения скатывалось к повальному эгоизму, при котором воспроизводство минимизировалось в угоду хорошей жизни. Во-вторых, те варианты, которые обеспечивали устойчивое состояние популяции, отличались низким уровнем жизни при сокращении общей численности населения при увеличении продолжительности жизни и почти полным отсутствием эгоистических особей. Конечно, в созданной модели было множество недостатков. Мы сознательно игнорировали национальные разнородности населения, войны, пандемии. Прогресс в области науки и техники также был представлен линейной функцией времени, что явно не соответствует действительности. Список упущений в этой модели можно было бы продолжить, но лучше вспомнить афоризм Козьмы Пруткова о том, что необъятное объять невозможно».

В 2010 году вышла капитальная монография В.В. Меншуткина «Искусство моделирования (экология, физиология, эволюция)» (заметим, что даже в названии упомянута *эволюция*) [23], в которой автор излагает методологию и краткие сведения о математическом аппарате моделирования, а также приводит описание созданных им 50 моделей за полувековой период научной работы.

Большая часть работ В.В. Меншуткина посвящена изучению водных систем, в том числе, крупнейших озер России и мира: Байкала, Ладоги и Онего.

2. Работа по проекту «Невская губа»

В начале 90-х годов Президиум АН СССР поручил ленинградским ученым проанализировать ситуацию с состоянием Невской губы, если дамба (комплекс защитных сооружений от наводнений), строительство которой было заброшено в 70-х, будет построена. При поддержке Администрации города для оценки ситуации была выполнена научная программа Ленинградского научного центра АН СССР «Невская губа» (руководи-

телем был назначен В.В. Меншуткин). Целью исследования было создание компьютерной модели экосистемы «Ладожское озеро — река Нева — Невская губа» для анализа и прогнозирования состояния Невской губы при воздействии на нее антропогенных загрязнений для вариантов: (1) если уже построенную часть дамбы разобрать, (2) оставить как есть или (3) достроить.

Над созданием этой модели, сбором данных и их анализом работало несколько научных групп. Обобщающая модель, предназначенная для поддержки принятия решений Правительством Санкт-Петербурга, исполнителем которой было малое предприятие ЭКРОС при БГТУ ВОЕНМЕХ (руководитель — к. т. н. М.М. Степанов), опиралась на целый комплекс подмоделей. Это, во-первых, подмодель экосистемы Финского залива, как части модели Балтийского моря, разрабатываемой Стокгольмским университетом (к. г. н. Савчук О.П). Во-вторых, подмодель экосистемы именно Невской губы, создаваемая в Зоологическом институте РАН (д. б. н. Умнов А.А.). В-третьих, подмодель реки Невы — (ЭКРОС, В.В. Семенов). В-четвертых, подмодель экосистемы Ладожского озера, создаваемая группой д. ф.-м. н. Л.А. Руховца (СПб экономико-математический институт РАН (СПб ЭМИ РАН)) при участии сотрудников Института озера-ведения РАН (ИНОЗ РАН) на основе данных, собранных Ладожскими экспедициями [24]. В работе принимали участие сотрудники Института эволюционной физиологии и биохимии им. И.М. Сеченова РАН. Руководитель проекта В.В. Меншуткин не только обсуждал с каждым участником проекта вопросы о данных модели, но и лично принимал участие в сборе необходимой информации. В обобщающую программу поддержки принятия решений поступали результаты заранее разработанных режимов функционирования подмоделей. При передаче числовых массивов возникали серьезные трудности, так как моделирование осуществлялось на различных ЭВМ, и использовались различные языки программирования. Так, модель экосистемы Ладожского озера была реализована на машине БЭСМ-6 (СПб ЭМИ РАН), а в ЭКРОС — на персональных компьютерах Хьюлетт-Паккард.

Результатом работы над проектом стала компьютерная модель системы «Ладожское озеро — река Нева — Невская губа — восточная часть Финского залива» [25], с помощью которой проведено исследование возможных ситуаций: без дамбы, с состоянием дамбы на данный момент и как сложится ситуация, если строительство дамбы будет завершено.

Специальный демонстрационный вариант модели был представлен на расширенном заседании Городской думы Санкт-Петербурга и Объединенного научного совета по комплексной программе «Экология и природные ресурсы» Санкт-Петербургского научного центра РАН (СПбНЦ РАН) [26]. Практический вывод заключался в приемлемости тех экологических последствий, которые вносит дамба (при надлежащей очистке сбросов города Невская губа не зацветет, развитие фитопланктона в ней будет находиться в безопасных пределах) при возобновлении ее строительства. Результаты проекта отражены в коллективной монографии СПбНЦ РАН «Невская губа — опыт моделирования» [27].

Комплекс защитных сооружений не только спасает Санкт-Петербург от разорительных наводнений, но, соединив остров Котлин с южным и северным берегами Невской губы, решает транспортную проблему жителей Кронштадта и освобождает Санкт-Петербург от транзитного транспорта, улучшая экологическую ситуацию в городе.

3. Путь В.В. Меншуткина к моделированию сложных природных систем

Как пишет В.В. Меншуткин: «Участвовать в научной работе я начал в 1942 году метеонаблюдателем в экспедиции Г.Ю. Верещагина (профессор Г.Ю. Верещагин — Первый директор Байкальской лимнологической станции АН СССР) на ледоколе «Ангара» по Байкалу» [26].

Получив аттестат (1949 г.), диплом инженера-дизелиста (ЛКИ², 1955), проработав 3 года в ЦНИИ-45 им. акад. А.Н. Крылова, в 1958 году он вернулся на Байкал, став аспирантом Лимнологического института СО АН СССР³ по специальности «гидрофизика».

Три зимы аспирант В.В. Меншуткин прожил на льду Байкала, наблюдая через каждые 4 часа тепловой поток от водной массы в атмосферу. Расчёт тепловых потоков через байкальский лёд был выполнен на арифмометре «Рейнметалл». На Байкале В.В. Меншуткин не только освоил методы гидрофизики, но с появлением электронных вычислительных машин перенес громоздкие расчёты тепловых потоков с настольного арифмометра на ЭВМ.

² Ленинградский кораблестроительный институт.

³ В 1959 году это еще была Байкальская лимнологическая станция АН СССР, преемником которой в 1961 г. стал Лимнологический институт СО АН СССР.

О роли вычислительной техники в научном исследовании в 50–60-е годы прошлого столетия позволяет судить рис. 1, на котором представлена в самом общем виде типичная для того времени схема работ по изучению свойств некоего объекта с минимальным привлечением вычислительной техники (только для статистической обработки данных).

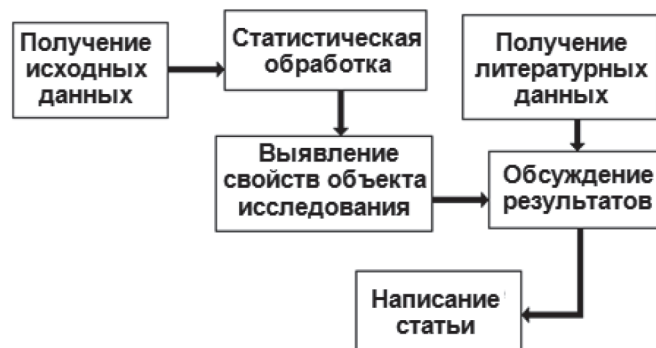


Рис. 1. Традиционная схема исследования объекта [26]

Fig. 1. Traditional scheme of object research drawing [26]

В.В. Меншуткин отмечает, что научился программировать еще в начале шестидесятых годов, когда компьютеры были громоздкими сооружениями, со смехотворным для настоящего времени быстродействием и объемом памяти. Освоил и успешно пользовался несколькими языками программирования и написал, без всякого преувеличения, сотни программ. В.В. Меншуткин более 60 лет занимался компьютерным моделированием сложных физиологических и экологических систем. Первые математические модели относились к проблеме определения максимально допустимого вылова промысловых рыб при сохранении устойчивой численности облавливаемой популяции. Это модели популяции окуня, обитающего в маленьком озере Херя-Ярви на карельском перешейке [28], и сообщества рыб в озере Дальнем на Камчатке [9]. Если модель популяции окуня из озера Херя-Ярви, построенная по данным, собранным ее создателями, оказалась только эпизодом в деле компьютерного моделирования в лимнологии, то работы на озере Дальнем основаны на уникальном материале, собранном д. б. н. Ф.В. Крогиус и д. б. н. Е.М. Крохиным о гидрометеорологическом, гидрохимическом и гидробиологическом состоянии озера, его температурном режиме, о планктоне и бентосе, о возрастном составе нерестящейся в озере нерки. Начиная с 1937 года, измерения проводились регулярно раз в 15 дней (в период ледостава — один раз в месяц).

Модель для определения допустимых норм вылова нерки (или красной), которые бы не допускали падения численности этой ценной рыбы, представляла собой изложение на языке программирования АЛГОЛ всех особенностей облавливаемых популяций рыб, орудий лова и стратегии рыболовства [9]. Как отмечено во введении, исследования, проведенные на основе этой модели, имели большое практическое значение для защиты интересов страны в области океанского рыболовства. Работы по сбору данных оз. Дальнее⁴ и исследованию популяций рыб озера были продолжены.

Став сотрудником ИЭФБ⁵ (1965 г.), В.В. Меншуткин приступает с коллегами по институту⁶ (специалистами разных профилей) к построению и исследованию моделей. Это были упомянутые выше работы с Ю.В. Наточиным [14–18] и с В.Ф. Левченко [19–22]. Модели [29–32] — пример того, как исходя из конкретной задачи и конкретного объекта моделирования, применялись различные математические аппараты для построения имитационных моделей. Так, первоначальные модели регуляции внутримозгового кровообращения (программа была написана в машинных кодах) основывались на численном решении уравнений гидродинамики, но для решения конкретной задачи реакции системы на гравитационные перегрузки (при значительных ускорениях и перегрузках у космонавтов) [29], более результативным оказался дискретный подход. В случае модели нервного механизма взлета и посадки саранчи (опыт моделирования системы, контролирующей полет) [30] и головного мозга человека [31] целесообразным оказался дискретный

⁴ Хорошие кормовые условия позволяют проводить в этом водоёме рыболовные работы и в настоящее время.

⁵ По приглашению академика Е.М. Крепса — директора Института эволюционной физиологии и биохимии им. И.М. Сеченова АН СССР (с 1967 года — руководитель группы математического моделирования).

⁶ Среди них профессора Ю.Е. Москаленко и Л.Я. Балонов, академики В.Л. Свидерский и Ю.В. Наточин.

подход. При моделировании водно-солевого обмена рыбы [32] применен аппарат конечно-разностных уравнений. В.В. Меншуткин отметил [23]: «Только благодаря их идеям и глубоким профессиональным знаниям удалось создать большинство моделей, охватив задачи от происхождения жизни на клеточном уровне до глобальных моделей биосферы Земли». Однако «выбор объектов моделирования и задач, решаемых при помощи моделей, в некоторой степени случаен...» [23].

С целью определения продукции [33] и возможного загрязнения водных экосистем В.В. Меншуткиным была создана серия компьютерных моделей экосистем озер Дривяты (Польша) [34], Ладожского [35] и Байкала [36], а также Японского моря [37], экваториального и перуанского апвеллингов в Тихом океане [38]. Опыт создания моделей водных экосистем обобщён В.В. Меншуткиным в монографии [39]. Наземные экосистемы моделировались на примере буковых лесов в Карпатах [40].

Кульминацией работ в области эволюционной физиологии явилась компьютерная модель дарвиновской эволюции, сначала на абстрактном примере [10], а затем и на материале эволюции гаммарид в озере Байкал [41].

Создавая модель озерной экосистемы или какой-либо ее части, всегда следует помнить, что в модели отражаются только те свойства оригинала, которые мы признали существенными. В процессе эксплуатации модели могут проявиться такие свойства, которые не были учтены при моделировании. Смысл моделирования заключается в том, что с моделью можно проводить такие эксперименты, которые на самом объекте моделирования просто невозможны (например, проведение на живом человеке острых опытов (т. е. заканчивающихся гибелью оригинала)) или когда стоимость экспериментов с оригиналом высока (занимают слишком много времени и материальных затрат). Так, модель популяции промысловой рыбы позволяет имитировать эффект уничтожения или необратимого подрыва рыбных запасов. С помощью модели, например, появляется возможность определения оптимальных режимов кормления рыб в рыбодонных хозяйствах, и подбора состава кормов с учетом их стоимости. Во всех подобных задачах ключевой проблемой является научно обоснованный критерий оптимизации, когда желаемый результат достигается при минимально возможных затратах.

Модель эволюционного процесса неизбежно предусматривает введение в модель стохастичности или «вероятностного мышления», по выражению академика А.Н. Колмогорова. Заметим, одной из важнейших заслуг Ч. Дарвина считается именно введение в биологию этого «вероятностного мышления», хотя сам Дарвин математическим аппаратом теории вероятностей в своих работах не пользовался.

Принятие вероятностного подхода существенно изменяет весь облик модели. Появляется необходимость обращения к датчику случайных чисел (RND) и многократному прогону модели с последующей обработкой результатов методами математической статистики.

Логика дальнейшего развития проблемы взаимодействия человеческой популяции с природной средой привела к моделированию эволюции антропосферы [21].

Рассмотрим, что же, собственно, представляют собой компьютерные модели сложных экологических и физиологических систем. «Одно из основных и трудно определяемых понятий в теории эволюции — это понятие сложности... Сложность — это не просто многочисленность элементов, из которых состоит система, но и разнообразие этих элементов и связей между ними. Сложность порождает не только устойчивость, но и способность к изменениям, к эволюции. Устойчивость, в свою очередь, является результатом саморегуляции, самоорганизации» [3]. За многозначным термином «сложный» скрывается целое научное направление под названием «теория сложных систем» [42]. В данном случае достаточно упомянуть, что сложная система отличается от простой не столько большим числом элементов, сколько тем, что ее математическое описание, если и удастся сформулировать в виде системы дифференциальных уравнений, то эти уравнения невозможно решить в виде квадратур. Крайний случай в этом смысле наступает, когда уравнения сложной системы вообще не удастся записать в виде традиционной математической формы. В качестве примера можно привести совместную работу с проф. Л.Я. Балоновым по моделированию диагностики и лечению психических заболеваний [31]. Тут не было не только формул, но и цифровых данных. «Всё базировалось исключительно на многочисленных случаях из врачебной практики профессора и его коллег. Пришлось создавать собственную систему кодировки данных и использовать математический аппарат непрерывной логики и нечетких множеств. Для проверки (идентификации) модели было использовано появление на рынке нового психотропного лекарства, которое было опробовано и на пациентах, и на модели. Сходство результатов было использовано для идентификации модели» [6, стр. 129–132].

По прошествии более 20 лет после публикации о моделировании и лечении психических заболеваний [31], В.В. Меншуткин, прочитав серию статей о когнитивном моделировании, понял, что они с Л.Я. Балоновым «самостоятельно дошли до идеи когнитивного моделирования. Наша модель была не моделью

головного мозга человека, как мы несколько наивно писали в своей статье. Она была моделью того, что знает о мозге профессор Балонов. Только эти знания были переведены с русского языка на язык вычислительной машины. Результаты расчетов переводились с машинного языка на русский. Это одно из основных направлений искусственного интеллекта [43], получившее в настоящее время широкое распространение» [6, стр. 132–133]. Это пример того, что высказывание Дж. Миллера [44] «Я двигался навстречу когнитивной науке в течение двадцати лет, прежде чем узнал, как это называется» вполне подходит В.В. Меншуткину.

В дальнейшем В.В. Меншуткин активно использует идеи когнитивного моделирования (например, [45]), замечая, что обращение к нему таит в себе опасность ложного преувеличения одних эффектов и снижения роли других, но такова плата за простоту программной реализации модели.

«Сущность когнитивного подхода заключается в замене непосредственного моделирования процессов, происходящих в реальном мире, моделированием процесса восприятия и познания этого мира человеческим сознанием [46, 47]. Отличительной чертой когнитивных моделей является создание базы правил, которые последовательно применяются при обработке массивов информации. В когнитивных моделях используются информационные связи между объектами» [48].

«Когнитивные модели ни в коей мере не смогут заменить модели традиционного типа. Термику и гидродинамику водоемов так или иначе придется рассчитывать по уравнениям Навье–Стокса [49], допустимые уловы рыбы по уравнениям Баранова и Бивертон–Холта [50], экономику по закону Кобба–Дугласа [51], а в социологии и политологии, возможно, применять агент-ориентированное моделирование [52]. В идеальном случае все частные результаты, полученные гидрофизиками, биологами, демографами, социологами должны быть переработаны в сознании специалистов с тем, чтобы в сжатой афористичной форме войти в состав когнитивной модели эколого-экономической системы» [48].

Как отмечено ранее, активизация хозяйственной деятельности на водосборе водного объекта ухудшает экосистему озера, приводит к росту антропогенной нагрузки, антропогенному эвтрофированию. Происходит количественное или качественное изменение водного объекта, вторичное загрязнение воды и нарушение всех видов водопользования, а в случае рекреационного использования водоема — к снижению эстетических достоинств ландшафта.

Для снижения негативного воздействия хозяйственной деятельности на экосистему водоема необходимо проведение широкого круга исследований в области лимнологии, математического моделирования, экономики, связанных с проблемой сохранения, восстановления и эффективного использования природных ресурсов больших стратифицированных озер. В этом случае моделирование играет главенствующую роль.

В 2010-е годы для изучения воздействия на экосистему озера экономических, социальных и демографических процессов, происходящих на территории его водосбора, модель экосистемы озера дополнили переменными, значения которых могли отличаться на несколько порядков, быть вероятностными и не количественными (качественными). В экологических моделях связующими являются балансы вещества и энергии, в экономике — понятия стоимости, а в социологии — процессы передачи информации. Потребовалась разработка эколого-социо-экономических систем (ЭСЭ-систем). В системах, переменные которых отличаются как по типу, так и по пределам изменений, не выполняется закон сохранения энергии, и к ним не применимы методы с использованием дифференциальных уравнений и систем таких уравнений в частных производных.

Для исследования ЭСЭ-систем водных объектов и их водосборов и частного случая — бассейна Белого моря (Беломорье) — был создан ряд когнитивных моделей [53–58].

Когнитивная модель ЭСЭ-системы водосбора крупного водоема [57] и ее реализация для бассейна Белого моря [58], в отличие от предыдущих, имеет иерархическую структуру и состоит из пяти подмоделей: демография, экономика, водные экосистемы, агроценозы и лесные экосистемы. Временной шаг всех подмоделей — один год. Вся модель исследуется на протяжении 100 лет.

Созданные модели использовались для прогноза развития бассейна Белого моря при различных сценариях развития экономики и возможных изменений климатических условий.

«Основной смысл экспериментов с разработанной моделью заключается не в том, чтобы давать многообещающие или предостерегающие прогнозы развития рыбного хозяйства в Белом море или демографические изменения в Беломорье, а в том, чтобы с помощью модельного подхода продемонстрировать возможность рассмотрения сложной системы путем синтеза разнообразной информации о компонентах в виде единой модели. По существу, это реальное воплощение идей искусственного интеллекта [59]» [48].

«Другим, не менее важным аспектом использования моделей эколого-экономических систем (которые относятся к сложным системам), является прогноз будущих состояний исследуемых объектов. В большинстве случаев для этого используются вероятностные модели, поскольку в большинстве популяционных,

экологических и эколого-экономических моделей, так или иначе, фигурируют условия внешней среды, которые очень редко можно считать постоянными. Для проверки прогностических свойств существует несложный прием. Необходимо располагать данными объекта и окружающей среды за N лет. При построении модели надо использовать данные об объекте и среде только за $N-1$ год. После этого надо посмотреть, к какому состоянию придет модель в год N . Разница между состояниями объекта в год N в действительности и по модельным данным свидетельствует о качестве моделирования [60]» [48].

Приведенных примеров из личной практики научных исследований достаточно для того, чтобы в общем виде представить схему научного исследования в современных условиях компьютеризации и развития методов искусственного интеллекта (рис. 2).

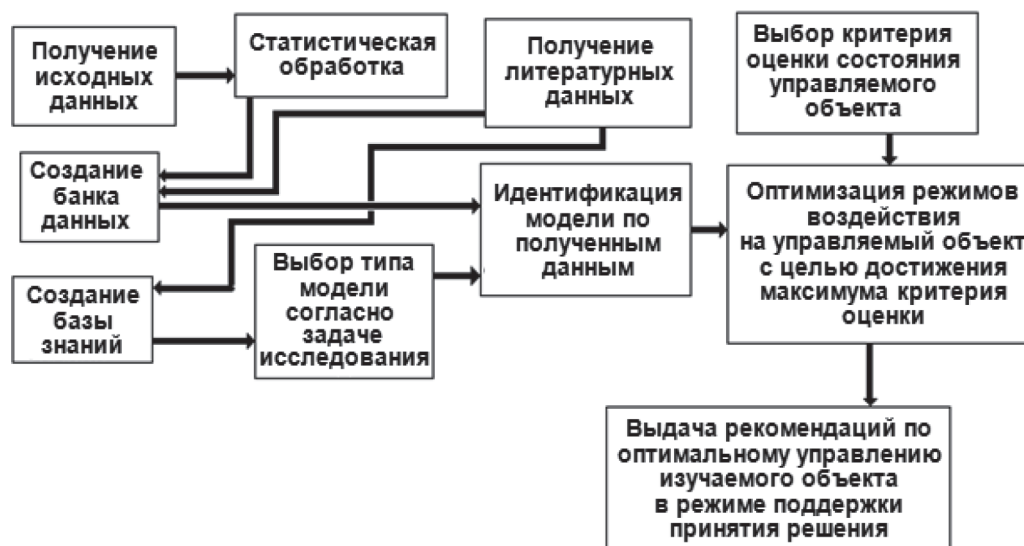


Рис. 2. Схема исследования объекта с применением компьютерных технологий и элементов искусственного интеллекта [26]

Fig. 2. Scheme of object research using computer technology and elements of artificial intelligence [26]

По этой схеме выполнялись описанные выше работы. Действительно, во всех случаях фигурировали исходные данные и их первичная статистическая обработка. В примерах с озером Дальнем на Камчатке, рекой Вартой и Невской губой базы данных фигурировали в виде самостоятельных элементов. В задаче моделирования эволюции позвоночных животных база знаний, по существу, представляла собой предельно сжатый и закодированный учебник по зоологии. Выбор типа модели диктовался особенностями объекта исследования. Для рыб и Невской губы это были системы дифференциальных уравнений, для реки Варты — уравнения в конечных разностях, для вертикальных миграций зоопланктона — аппарат случайных функций.

Для выполнения процедуры идентификации модели применялись данные, которые не использовались при построении модели. Критерий оценки состояния управляемого объекта выбирался исходя из специфики поставленной задачи. Для популяций рыб это был устойчивый вылов, для Невской губы и реки Варты — качество воды, для эволюции — выход животных на сушу. При переходе к исследованию динамики эколого-экономических систем в качестве критерия управления может выступать уровень жизни населения [56].

4. Об искусственном интеллекте

В последнее время системы искусственного интеллекта получают все более широкое применение в самых различных областях. В монографии об искусственном интеллекте [60] говорится, что существующие способы описания объектов и происходящих в них процессов приводят к столь громоздким структурам, что их практическое использование часто не представляется возможным.

Приведем основные положения «Проекта системы эколого-экономического интеллекта», предложенного В.В. Меншуткиным в 2023 году [48].

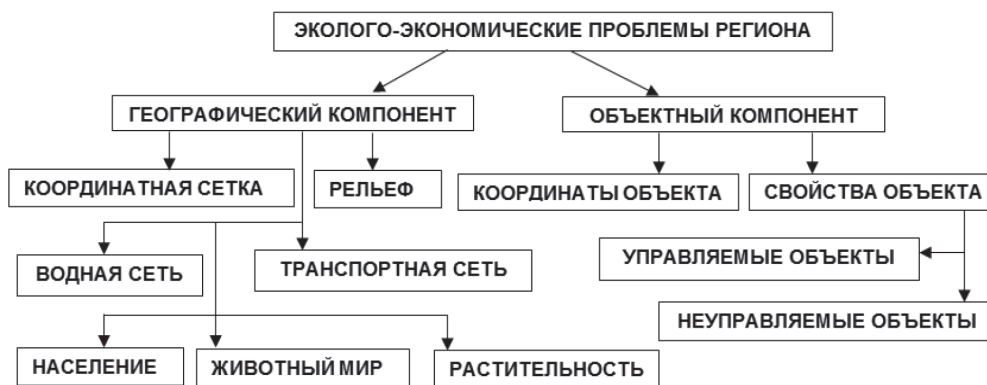


Рис. 3. Структура эколого-экономической модели региона [48]

Fig. 3. Structure of the ecological-economic model of the region [48]

В системе должно быть, как минимум, два компонента: географический и объектный (рис. 3). В географическом компоненте должны храниться не только всевозможные карты региона, но и климатическая, рекреационная информация, графы транспортных связей и другая информация, которая имеет картографическую привязку.

Объектный компонент содержит информацию о точечных объектах, например, промышленные предприятия, электростанции, шахты или карьеры для добычи полезных ископаемых или захоронения отходов производства, объекты жилого и культурного фонда и т. п. Каждый объект должен иметь перечень свойств, характеризующих его состояние. Свойства, как правило, должны иметь временную привязку, т. е. могут изменяться во времени.

На рис. 4 представлена одна из возможных схем функционирования модельного комплекса. Начальный этап заключается в формировании баз данных, необходимых для функционирования модели. Сначала выясняется, что именно необходимо, и генерируется начальное состояние модели. Далее начинается функционировать основной временной цикл, внутри каждого шага этого цикла осуществляется цикл по пространству с перебором по всем пространственным элементам. И только внутри этих двух циклов

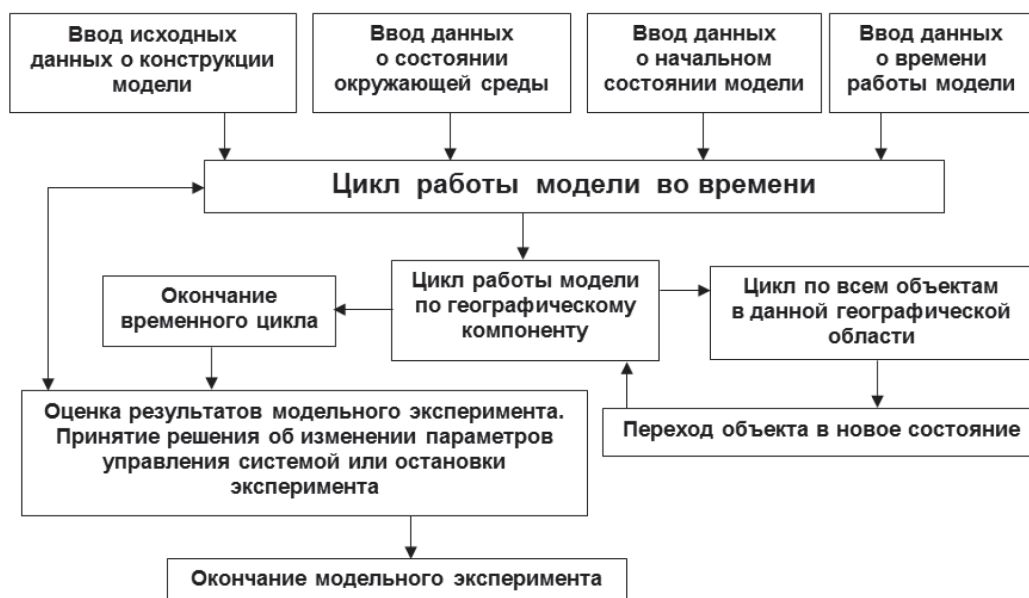


Рис. 4. Блок-схема функционирования модельного комплекса [48]

Fig. 4. Block diagram of the functioning of the model complex [48]

происходит перебор по элементам системы. По завершении заданного числа временных циклов происходит оценка полученных результатов, цель которой заключается в принятии решения об изменении управляемых внешних воздействий на систему. Альтернативным является решение о завершении всей работы.

Фундаментальное понятие, которое используется в системах искусственного интеллекта, — это понятие модели [23]. Под моделью понимается такой объект, который обладает не всеми, а только некоторыми свойствами реального объекта исследования. По существу, почти вся современная наука явно или неявно пользуется модельным подходом. Почти каждое научное достижение является или уточнением традиционной модели, или предложением новой, оригинальной модели.

В создании системы эколого-экономического интеллекта существенную роль должно играть управление воздействия со стороны человеческого общества, в частности, населения, промышленности, транспорта, а также специальное, со стороны органов охраны природы [60]. В формулировке задачи управления необходимо указание средств управления и критерий успешности такого управления (целевая функция). Проведение натурных экспериментов с системой, как правило, или затруднительно, или невозможно.

5. Заключение

Применение вычислительной техники изменило подход к решению экологических проблем не только количественно, но и качественно, что видно из сравнения рис. 1 и рис. 2. Если в докомпьютерный период научное исследование ограничивалось, в основном, констатацией фактов и общими соображениями, то современная компьютеризация позволяет поставить вопрос о нахождении оптимального варианта взаимодействия человеческого общества и биосферы в свете парадигмы устойчивого развития.

Компьютерные модели В.В. Меншуткина в ихтиологии (окунь и камчатская нерка), модели водных экосистем, наконец, эколого-социо-экономические модели можно считать одними из первых в своей области.

Создание эколого-экономической системы может быть осуществлено только коллективом ученых. Необходимы профессиональные навыки и знания в таких не сходных друг с другом областях знания как программирование, математика, экономика, экология, ландшафтоведение, демография и других.

Видение Владимиром Васильевичем тенденций развития науки отражено в статье Н.В. Шадрина [62]: «Вряд ли возможно — да и стоит ли здесь? — говорить обо всём, что “натворит” Владимир Васильевич в моделировании. Следует лишь отметить, что он всё ещё в поиске, всё ещё творит. На недавней встрече с В.В. (октябрь, 2010) я расспрашивал его, чем он занят сейчас, о его видении тенденций развития моделирования. Из беседы с ним “... чем не жёстче, расплывчатее модель, тем адекватней реальности”, “... чем меньше в модели математических формул, тем лучше отражает она реальные экологические системы...”, “вообще лучшие — словесные модели, подобные описаниям в хороших учебниках...”».

В.В. Меншуткин считал, что резкое сокращения финансирования науки и подчинение РАН Министерству науки и высшего образования (такого не было со времен ее основания по указу Петра Первого) привели к трудным временам для науки. После 1917 года наука тоже была в тяжелом положении, не было средств, не было современного оборудования, но, по свидетельству очевидцев, был энтузиазм, который сейчас утерян.

Выживет ли наука в такой ситуации? Надежды на искусственный интеллект тут не имеют решающего значения. Наука как раз и нужна, чтобы создать этот самый интеллект. В.В. Меншуткин знал это по собственному опыту. Придерживаясь высказывания Норберта Винера «Вычислительная машина ценна только в той степени, в которой ценен использующий ее человек», Владимир Васильевич считал, что идея искусственного интеллекта очень полезна и перспективна в деле расширения и умения оптимально управлять сложными, как естественными, так и искусственными системами. и служить она должна для нужд человека.

Финансирование

Работа выполнена в рамках темы НИР ИПРЭ РАН № Г.Р. 122020500024-8, а Филатовым Н.Н. — в государственном задании ИВПС КарНЦ РАН FMEN2021-0007.

Funding

The work was carried out within the framework of the IPRE RAS research topic No. G.R. 122020500024-8, and by Filatov N.N. under the state assignment of the NWPI KarRC RAS FMEN2021-0007.

Литература

1. Меншуткин В.В. Путь к моделированию в экологии. Санкт-Петербург: Нестор-История, 2007. 394 с.
2. Меншуткин В.В. Автобиографические заметки. Санкт-Петербург, 2008. 333 с.
3. Меншуткин В.В. Эссе об эволюции сложных систем (с лирическими отступлениями). Петрозаводск, 2012. 136 с.
4. Меншуткин В.В. Воспоминания о лимнологии и лимнологах, друзьях, коллегах, о разном...». Петрозаводск: Издание Карельского Научного центра РАН, 2014. 188 с.
5. Меншуткин В.В. Океанские экспедиции Академии наук. Дневники и заметки участника. СПб.: Нестор-История, 2018. 288 с.
6. Меншуткин В.В. Воспоминания и размышления. СПб.: Нестор-История, 2021. 198 с.
7. Меншуткин В.В. Реализация простейших моделей популяций рыб на электронной вычислительной машине // Вопросы ихтиологии. 1964. Т. 4, № 33. С. 625–631.
8. Меншуткин В.В. Рациональное использование природных ресурсов озера // В кн. Круговорот вещества и энергии в озерных водоемах. Москва: Наука, 1967. С. 315–328.
9. Крогиус Ф.В., Крохин Е.М., Меншуткин В.В. Сообщество пелагических рыб озера Дальнего: опыт кибернетического моделирования. Ленинград: Наука, 1969. 86 с.
10. Меншуткин В.В. Опыт имитации эволюционного процесса на компьютере // Журнал эволюционной биохимии и физиологии. Т. 13, № 5. 1977. С. 545–555.
11. Меншуткин В.В., Левченко В.Ф., Цендина М.Л. Моделирование эволюционного процесса на ЭВМ // Материалы X Всесоюзной школы «Математическое моделирование сложных биологических систем». М.: Наука, 1988. 260 с. С. 64–80.
12. Меншуткин В.В. Компьютерное моделирование процесса эволюции рыб // Вопросы ихтиологии. Т. 42, № 4. 2002. С. 543–548.
13. Меншуткин В.В. Компьютерная имитация различных типов эволюционного процесса // Журнал общей биологии. 2003. Т. 64, № 4. С. 328–336.
14. Наточин Ю.В., Меншуткин В.В., Черниговская Т.В. Общие черты эволюции функций гомеостатических и информационных систем // Журнал эволюционной биохимии и физиологии. 1992. Т. 28, № 5. С. 625–633.
15. Наточин Ю.В., Меншуткин В.В. Проблемы эволюции функций и функциональной эволюции в физиологии, экологии и технике // Журнал эволюционной биохимии и физиологии. 1993. Т. 29, № 4. С. 434–446.
16. Наточин Ю.В., Меншуткин В.В., Маслова М.Н. Анализ тенденции развития эволюционной физиологии и по материалам совещаний, посвященных памяти Л.А. Орбели // Журнал эволюционной биохимии и физиологии. 1993. Т. 29, № 1. С. 82–89.
17. Меншуткин В.В., Наточин Ю.В. Сочетанная эволюция пищеварительной, кровеносной и выделительных систем. Модельное исследование // Журнал эволюционной биохимии и физиологии. 2007. Т. 43, № 3. С. 279–285.
18. Меншуткин В.В., Наточин Ю.В. Имитационное моделирование процесса эволюции от макромолекул до протоклеток и клеток животных // Журнал эволюционной биохимии и физиологии. 2008. Т. 44, № 4. С. 435–442.
19. Меншуткин В.В., Левченко В.Ф. Модель эволюции человеческого общества и биосферы // Экономико-математические исследования: математические модели и информационные технологии. IV. Часть II. СПб.: СПб ЭМИ РАН, 2005. С. 167–181.
20. Левченко В.Ф., Меншуткин В.В. Попытка компьютерного моделирования эволюции человеческого общества // Журнал эволюционной биохимии и физиологии. 2009. Т. 45, № 2. С. 252–255.
21. Меншуткин В.В., Левченко В.Ф. Основанная на вероятностных клеточных автоматах модель эволюции антропосферы // Биосфера. 2017. Т. 9, № 4. С. 275–285.
22. Меншуткин В.В., Левченко В.Ф. Модель эволюции человеческой популяции с использованием вероятностного агент-ориентированного подхода // В кн. В.В. Меншуткин Воспоминания и размышления. СПб.: Нестор-История, 2021. 198 с. С. 155–168.
23. Меншуткин В.В. Искусство моделирования (экология, физиология, эволюция). Петрозаводск — Санкт-Петербург, 2010. 479 с.
24. Астраханцев Г.П., Меншуткин В.В., Петрова Н.А., Руховец Л.А. Моделирование экосистем больших стратифицированных озер. Санкт-Петербург: Наука, 2003. 320 с.
25. Меншуткин В.В. Проект Невская губа. СПб: СПб Научный центр РАН, 1994. 43 с.
26. Меншуткин В.В. Опыт работы с применением вычислительной техники в экологических исследования // Труды Карельского научного центра РАН. 2021. № 9. С. 157–162. doi: 10.17076/lim1480
27. Невская губа — опыт моделирования / Под общ. ред. д. б.н., проф. В.В. Меншуткина. СПб.: СПбНЦ РАН, 1997. 375 с.

28. Меншуткин В.В., Жаков Л.А. Применение математического моделирования в исследованиях по динамике численности популяции окуня // В кн.: Тезисы докладов 10-й Конференции по Биологии водоемов Прибалтики. Минск, 1963. С. 104–105.
29. Москаленко Ю.Е., Меншуткин В.В., Кисляков Ю.Я. О применении динамического программирования к исследованию регуляции внутричерепного кровообращения // Физиологический журнал им. И.М. Сеченова. 1968. Т. 54, № 8. С. 923–929.
30. Свидерский В.Л., Меншуткин В.В., Умнов А.А. Нервные механизмы полета саранчи: опыт моделирования системы контролирующей полет // В кн. Физиология и биохимия беспозвоночных / ред. Крепс Е.М. Ленинград: Наука, 1968. С. 110–117.
31. Меншуткин В.В., Суворова Т.П., Балонов Л.Я. Модель функционального выключения одного из полушарий и нейрофармакологических воздействий на глубокие структуры мозга // Физиология человека. 1981 Т. 7, № 5. С. 880–888.
32. Наточин Ю.В., Меншуткин В.В., Бондаренко И.Б., Шахматова Е.И. Показатели водно-солевого обмена при некоторых хронических заболеваниях и в экстремальных условиях // Физиология человека. 1993. № 6. С. 60–66.
33. Меншуткин В.В. Математическое моделирование популяций и сообществ водных животных / ред. Винберг Г.Г., Серия ИВР. Л.: Наука, 1971. 198 с.
34. Меншуткин В.В., Умнов А.А. Математическая модель экологической системы озера Дриваты // Экология. 1970. Т. 4, № 1. С. 3–10.
35. Руховец Л.А., Астраханцев Г.П., Меншуткин В.В. Петрова Н.А. Система моделей экологической системы Ладожского озера // Обозрение прикладной и промышленной математики. 2002. Т. 9, № 2. С. 334–342.
36. Меншуткин В.В., Кожова О.М., Ащепкова Л.Я. Функциональная модель экосистемы озера Байкал // Гидробиологический журнал. 1978. Т. 14, № 3. С. 3–11.
37. Меншуткин В.В., Виноградов М.Е., Шушкина Э.А. Математическая модель экосистемы пелагиали Японского моря // Океанология. 1974. Т. 14, № 5. С. 880–887.
38. Меншуткин В.В., Цейтлин В.Б., Виноградов М.Е. Стохастический подход к моделированию экосистем апвеллинга // В кн. Экосистемы пелагиали Перуанского района Тихого океана / ред. Виноградов М.Е. М.: Наука, 1980. С. 257–267.
39. Меншуткин В.В. Имитационное моделирование водных экологических систем. СПб.: Наука, 1993. 158 с.
40. Kozak I., Menshutkin, V. Prediction of the beech forest succession in Bieszczady Mountains using a computer model // Journal of Forest Science. 2001. Vol. 47, N 8. С. 333–339.
41. Меншуткин В.В., Ащепкова Л.Я. Моделирование процесса эволюции байкальских гаммарид // В кн. Долгосрочное прогнозирование состояния экосистем. Новосибирск: Наука, 1988. С. 198–214.
42. Месарович М., Такахара Я. Общая теория систем: математические основы (пер. с англ. Э.Л. Наппельбаума; под ред. С.В. Емельянова). Москва: Мир, 1978. 312 с.
43. Поспелов Г.С. Искусственный интеллект — основа новой информационной технологии // Москва: Наука, 1988. 280 с.
44. Миллер Дж. Когнитивная революция с исторической точки зрения // Вопросы психологии. 2005. № 6. С. 104–109.
45. Меншуткин В.В. Когнитивные модели в лимнологии. СПб.: Нестор-История, 2019. 146 с.
46. Паклин Н.Б. Нечетко-когнитивный подход к управлению динамическими системами // Искусственный интеллект. 2003. № 4. С. 341–355.
47. Носов К.Г. Когнитивный подход к решению задач моделирования и построению САПР // Прикладная математика и вопросы управления. 2015. № 1. С. 73–85.
48. Меншуткин В.В., Минина Т.Р. Экономическое развитие региона и природные ресурсы // Региональная экономика и развитие территорий: сборник научных трудов. Вып. 17 / под научной ред. канд. экон. наук Л.П. Совершаевой: ИПРЭ РАН. СПб.: Изд-во СПбГЭУ, 2023. 204 с. С. 74–84. doi:10.52897/978-5-7310-6266-4-2023-17-74-83
49. Филатов Н.Н. Гидродинамика озер. СПб.: Наука, 1991. 196 с.
50. Максименко В.П., Антонов Н.П. Количественные методы оценки рыбных запасов Петропавловск-Камчатский: КамчатНИРО, 2003. 256 с. (Бюллетень журнала «Вопросы рыболовства». М., 2004).
51. Матвеев В.Д. Макроэкономика. СПб.: 2001. 230 с.
52. Макаров В.Л., Бахтизин А.Р. Социальное моделирование — новый компьютерный прорыв (агент-ориентированный подход). М.: Экономика, 2013. 295 с.
53. Меншуткин В.В., Минина Т.Р. Когнитивная модель взаимодействия человеческого общества с экологической системой водоема // Региональная экономика и развитие территорий. Сб. научных статей ИПРЭ РАН. 2017. СПб., 1(11). С. 160–167.

54. Меншуткин В.В., Минаева Т.П. Когнитивное моделирование как аппарат исследования эколого-экономических систем // Региональная экономика и развитие территорий. Сб. научных статей ИПРЭ РАН. СПб., 2018. 1(12). С. 157–163.
55. Меншуткин В.В., Филатов Н.Н., Дружинин П.В. Состояние и прогнозирование социо-эколого-экономической системы водосбора Белого моря с использованием когнитивного моделирования // Арктика: экология и экономика. 2018. № 2(30). С. 4–17. doi:10.25283/2223-4594-2018-2-4-17
56. Меншуткин В.В., Филатов Н.Н. Когнитивное моделирование влияния рыболовства на уровень жизни населения Беломорья // Труды Карельского научного центра РАН. Лимнология. 2019. № 9. С. 1–18. doi:10.17078/ll.1.120
57. Меншуткин В.В., Минаева Т.П. Моделирование эколого-социо-экономической системы водосбора крупного водоема // Сб. научных статей под ред. Л.П. Совершаевой. СПб.: ГУАП, 2020, 1(14). 328 с. С. 206–211.
58. Меншуткин В.В., Филатов Н.Н. Моделирование эколого-социо-экономической системы Белого моря и его водосбора // Морской гидрофизический журнал. 2021. Т. 7, № 1. С. 113–131. doi:10.22449/0233-7584-2021-1-113-131.
59. Левитин К.Е., Поспелов Д.А. Будущее искусственного интеллекта. 1991. М.: Наука, 302 с.
60. Тарасов В.Б. Логико-лингвистические модели в искусственном интеллекте: прошлое, настоящее, будущее. URL: <http://posp.raai.org/data/posp2005/Tarasov/tarasov.html> (дата обращения: 07.03.2016).
61. Папенков К.В. Экономика природопользования. Издательство МГУ, 2006. 928 с.
62. Шадрин Н.В. Владимир Васильевич Меншуткин: живой классик математического моделирования биологических систем (к 80-летию со дня рождения) // Морской гидрофизический журнал. 2010. № 1, т. X. С. 104–105.

References

1. Menshutkin V.V. Way to modeling in ecology. *Saint Petersburg, Nestor-History*, 394 p. (In Russian).
2. Menshutkin V.V. Autobiographical notes. *Saint Petersburg*. 2008, 333 p. (In Russian).
3. Menshutkin V.V. Essays on the Evolution of Complex Systems (with Lyrical Digressions). 2008. Petrozavodsk, 136 p. (In Russian).
4. Menshutkin V.V. Memories about limnology and limnologists, friends, colleagues, about different things... *Publication of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences*. 2014, 188 p. (In Russian).
5. Menshutkin V.V. Ocean expeditions of the Academy of Sciences. Diaries and notes of a participant. *Saint Petersburg, Nestor-History*, 2018. 288 p. (In Russian).
6. Menshutkin V.V. Memories and Reflections. *Saint Petersburg, Nestor-History*, 2021. 198 p. (In Russian).
7. Menshutkin V.V. Realization of simple models of fish populations on an electronic computer. *Voprosy Ichthyologii*. 1964, 4, 33, 625–631 (In Russian).
8. Menshutkin V.V. Rational use of natural resources of the lake. The cycle of substance and energy in lake reservoirs. *Moscow, Nauka*, 1967, 315–328 (In Russian).
9. Krogus F.V., Krokhin E.M., Menshutkin V.V. The Community of Pelagic Fishes of Lake Dal'nykh: Experience of Cybernetic Modeling. *Leningrad, Nauka*, 1969. 86 p. (In Russian).
10. Menshutkin V.V. Experience of simulating the evolutionary process on a computing machine. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*. 1977, 15, 5, 545–555 (In Russian).
11. Menshutkin V.V., Levchenko V.F., Tsendina M.L. Modeling of the evolutionary process on a computer. *Proceedings of the X All-Union School "Mathematical modeling of complex biological systems"*. Moscow, Nauka, 1988, 260, 64–80 (In Russian).
12. Menshutkin V.V. Computer modeling of the process of fish evolution. *Voprosy Ichthyologii*. 2002, 42, 4, 543–548 (In Russian).
13. Menshutkin V.V. Computer simulation of different types of evolutionary process. *Journal of General Biology*. 2003, 64, 4, 328–336 (In Russian).
14. Natchin Yu.V., Menshutkin V.V., Chernigovskaya T.V. General features of the evolution of the functions of homeostatic and information systems. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*. 1992, 28, 5, 625–633 (In Russian).
15. Natchin Yu.V., Menshutkin V.V. Problems of Evolution of Functions and Functional Evolution in Physiology, Ecology and Technology. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*. 1993, 29(4), 434–446 (In Russian).
16. Natchin Yu.V., Menshutkin V.V., Maslova M.N. Analysis of the trend of evolutionary physiology and on the materials of meetings dedicated to the memory of L.A. Orbeli. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*. 1993, 29, 1, 82–89 (In Russian).
17. Menshutkin V.V., Natchin Yu.V. Coupled evolution of digestive, respiratory, circulatory, and excretory systems: a model investigation. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*. 2007, 43, 3, 335–341. doi:10.1134/S0022093007030088

18. Menshutkin V.V., Natochin Yu.V. Imitation modeling of process of evolution from organic macromolecules to protocell and animal cell. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*. 2008, 44, 4, 514–523. doi:10.1134/S0022093008040133
19. Menshutkin V.V., Levchenko V.F. Model of evolution of human society and biosphere. *Economic and Mathematical Research: Mathematical Models and Information Technologies*. IV. Part II. SPb., SPb EMI RAS, 2005, 167–181 (In Russian).
20. Levchenko V.F., Menshutkin V.V. Attempt at computer modeling of evolution of the human society. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*. 2009, 45, 2, 309–321. doi:10.1134/S0022093009020145 (In Russian)
21. Menshutkin V.V., Levchenko V.F. A stochastic cellular automata-based model of evolution of the anthroposphere. *Biosphere*. 2017, 9, 4, 275–285 (In Russian).
22. Menshutkin V.V., Levchenko V.F. Model of human population evolution using probabilistic agent-based approach. V.V. Menshutkin Memories and Reflections. Menshutkin Memories and Reflections. SPb., Nestor-History, 2021. 198 p., 155–168 p. (In Russian).
23. Menshutkin V.V. The Art of Modeling: Ecology, Physiology, Evolution). 2010. Petrozavodsk–Saint Petersburg, 479 p. (In Russian).
24. Astrakhantsev G.P., Menshutkin V.V., Petrova N.A., Rukhovets L.A. Modeling of Ecosystems of Large Stratified Lakes. Saint Petersburg, Nauka. 2003, 320 p. (In Russian).
25. Menshutkin V.V. Nevskaya guba project. Saint Petersburg, Saint Petersburg Research Center of the Russian Academy of Sciences, 1994. 43 p. (In Russian).
26. Menshutkin V.V. Experience with the Application of Computing in Environmental Studies. Publication of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, 2021, 9, 157–162. doi:10.17076/lim1480
27. Nevskaya Guba — Experience of Modeling. Under general ed. Dr. B.N., prof. V.V. Menshutkin. Saint Petersburg: Saint Petersburg Research Center of the RAS. 1997. 375 p. (In Russian)
28. Menshutkin V.V., Zhakov L.A. Application of Mathematical Modeling in Studies on the Population Dynamics of Perch. *Theses of Reports of the 10th Conference on Biology of Water Bodies of the Baltic States*. Minsk, 1963, 104–105 (In Russian).
29. Moskalenko Yu.E., Menshutkin V.V., Kislyakov Y.Y. On the Application of Dynamic Programming to the Study of the Regulation of Intracranial Blood Circulation. *Physiological Journal of I.M. Sechenov*. 1968, 54, 8, 923–929 (In Russian).
30. Svidersky V.L., Menshutkin V.V., Umnov A.A. Nervous Mechanisms of Locust Flight: Experience in Modeling the System Controlling flight. *Physiology and Biochemistry of Invertebrates*. Ed. Kreps E.M. Leningrad, Nauka, 1968, 110–117 (In Russian).
31. Menshutkin V.V., Suvorova T.P., Balonov L. Ya. Model of Functional Shutdown of One of the Hemispheres and Neuropharmacological Effects on Deep Brain Structures. *Human Physiology*. 1981, 7(5), 880–888 (In Russian).
32. Natochin Yu.V., Menshutkin V.V., Bondarenko I.B., Shakhmatova E.I. Indicators of Water-Salt Metabolism in Some Chronic Diseases and in Extreme Conditions. *Human Physiology*. 1993, 6, 60–66 (In Russian).
33. Menshutkin V.V. Mathematical modeling of populations and communities of aquatic animals / ed. Vinberg G.G., IBP Series. L., Nauka, 1971, 198 p. (In Russian).
34. Menshutkin V.V., Umnov A.A. Mathematical model of the ecological system of Lake Drivyaty. *Ecology*. 1970, 4, 1, 3–10 (In Russian).
35. Rukhovets L.A., Astrakhantsev G.P., Menshutkin V.V., Petrova N.A. System of Models of the Ecological System of the Ladoga Lake. *Review of Applied and Industrial Mathematics*. 2002, 9, 2, 334–342 (In Russian).
36. Menshutkin V.V., Kozhova O.M., Aschepkova L. Ya. Functional Model of the Lake Baikal Ecosystem. *Hydrobiological Journal*. 1978, 14, 3, 3–11 (In Russian).
37. Menshutkin V.V., Vinogradov M.E., Shushkina E.A. Mathematical model of the pelagial ecosystem of the Sea of Japan. *Oceanology*. 1974, 14, 5, 880–887 (In Russian).
38. Menshutkin V.V., Tseytlin V.B., Vinogradov M.E. Stochastic Approach to Modeling of Upwelling Ecosystems. Ecosystems of Pelagial Ecosystems of the Peruvian Pacific Ocean (ed. Vinogradov M.E.). Moscow, Nauka, 1980, 257–267 (In Russian).
39. Menshutkin V.V. Simulation modeling of aquatic ecological systems. SPb., Nauka, 1993. 158 p. (In Russian).
40. Kozak I., Menshutkin V. Prediction of the Beech Forest Succession in Bieszczady Mountains Using a Computer Model. *Journal of Forest Science*. 2001, 47, 8, 333–339 (In Russian).
41. Menshutkin V.V., Aschepkova L. Ya. Modeling of the Process of Evolution of Baikal Gammarids. In: Long-term Forecasting of the State of Ecosystems. Novosibirsk, Nauka, 1988. 198–214 (In Russian).
42. Mesarovic M.D., Yasuhiko Takahara. General Systems Theory: Mathematical Foundations. Academic Press New York San Francisco London 1975 A Subsidiary of Harcourt Brace Jovanovich, Publisher. doi:10.1016/s0076-5392(08)x6129-6
43. Pospelov G.S. Artificial Intelligence — the Basis of New Information Technology. Moscow, Nauka, 1988. 280 p. (In Russian).

44. Miller J. Cognitive revolution from a historical point of view. *Voprosy Psichologii*. 2005, 6, 104–109.
45. Menshutkin V.V. Cognitive models in limnology. *SPb., Nestor-History*, 2019. 146 p. (In Russian).
46. Paklin N.B. Fuzzy-Cognitive Approach to the Control of Dynamic Systems. *Artificial Intelligence*. 2003, 4, 341–355 (In Russian).
47. Nosov K.G. Cognitive Approach to Solving Modeling Problems and Building CAD. *Applied Mathematics and Management Issues*. 2015, 1, 73–85 (In Russian).
48. Menshutkin V.V., Minina T.R. Economic Development of the Region and Natural Resources. L.P. Sovershaeva, Ed., *Regional'naja Jekonomika I Razvitie Territorij* [Regional Economy and Development of Territories] Collection of scientific articles. 17. IPRE RAS — Saint Petersburg, SPbGEU, 2023, 204, 74–84. doi:10.52897/978-5-7310-6266-4-2023-17-74-83 (In Russian).
49. Filatov N.N. Hydrodynamics of lakes. *SPb., Nauka*, 1991. 196 p. (In Russian).
50. Maksimenko V.P., Antonov N.P. Quantitative methods of fish stock assessment. *Petropavlovsk-Kamchatskiy: Kamchat- NIRO*, 2003. 256 p. (Bulletin «Fishery Issues». M. 2004).
51. Matveenko V.D. Macroeconomics. *SPb.* 2001, 230 p. (In Russian).
52. Makarov V.L., Bakhtizin A.R. Social modeling — a new computer breakthrough (agent-based approach). *Moscow, Economy*, 2013. 295 p. (In Russian).
53. Menshutkin V.V., Minina T.R. Cognitive Model of the Interaction of Human Society with the Ecological System of the Reservoir. *Regional'naja Jekonomika I Razvitie Territorij*. Collection of scientific articles IPRE RAS. *Saint Petersburg*, 2017, N1(11), 160–167 (In Russian).
54. Menshutkin V.V., Minina T.R. Cognitive Modeling as a Research Tool of Ecological and Economic Systems. L.P. Sovershaeva, Ed., *Regional'naja Jekonomika I Razvitie Territorij*. Collection of scientific articles of IPRE RAS. 2018. *Saint Petersburg*, 1(12), 157–163 (In Russian).
55. Menshutkin V.V., Filatov N.N., Druzhinin P.V. A Current State and Forecasting of the Socio-Ecological-Economic System of the White Sea Watershed with use Cognitive simulation. *Arctic: Ecology and Economy*. 2018, 2(30), 4–17. doi:10.25283/2223-4594-2018-2-4-17 (In Russian).
56. Menshutkin V.V., Filatov N.N. Cognitive Modeling of the Fisheries Effect on the Standard of Living of the of the White Sea Area. *Transaction of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. Limnology*. 2019, 9, 1–18. doi:10.17078/II.1.120 (In Russian).
57. Menshutkin V.V., Minina T.R. Modeling of the Ecological-Socio-Economic System of the Catchment Area of a Large Water Body. L.P. Sovershaeva, Ed., Collection of Scientific Articles Edited. *Saint Petersburg., GUAP*, 2020, Issue 1(14), 328 p., 206–211 (In Russian).
58. Menshutkin V.V., Filatov N.N. Modeling of the ecological-socio-economic system of the White Sea and its Watershed. *Physical Oceanography*. 2021, 28, 1, 104–121. doi:10.22449/1573-160X-2021-1-104-121
59. Levitin K.E., Pospelov D.A. The Future of Artificial Intelligence. 1991. *M., Nauka*, 302 c. (In Russian).
60. Tarasov V.B. Logico-linguistic models in artificial intelligence: past, present, future. URL: <http://posp.raai.org/data/posp2005/Tarasov/tarasov.html> (date of reference: 07.03.2016) (In Russian).
61. Papenov K.V. Economics of Nature Management. 2006. Moscow State University Publishing House. 928 c. (In Russian).
62. Shadrin N.V. Vladimir Vasilievich Menshutkin: a living classic of mathematical modeling of biological systems (to the 80th anniversary of his birth). *Marine Hydrophysical Journal*. 2010, 1, X, 104–105 (In Russian).

Об авторах

МЕНШУТКИН Владимир Васильевич, главный научный сотрудник, доктор биологических наук, профессор, SPIN-код: 8653-8133

МИНИНА Татьяна Ростиславовна, ведущий научный сотрудник, кандидат технических наук, ORCID: 0000-0001-9238-4213, SPIN-код: 8942-8084, e-mail: trminina@yandex.ru

ФИЛАТОВ Николай Николаевич, главный научный сотрудник, член-корреспондент РАН, профессор, ORCID: 0000-0002-3280-4375, Scopus AuthorID: 7005879364, SPIN-код: 5378-8040, e-mail: nfilatov@rambler.ru