

БИОРАЗНООБРАЗИЕ И УСТОЙЧИВОЕ РАЗВИТИЕ

Динамика типов наземного покрова в бассейне
реки Эль-Аси (Оронт) в 2017-2022 гг

ТАБУНЩИК В. А., НИКИФОРОВА А. А., ЛИНЕВА Н. П., МИРЗОЕВА Н. Ю.,
ЧЕРНЫЙ Г. С., КЕРИМОВ И. А., МАХМУДОВА Л. Ш., ГАГАЕВА . Ш.,
АНДРОНЧИК Я. О.

ТОМ 8
ВЫПУСК 3
2023

БИОРАЗНООБРАЗИЕ И УСТОЙЧИВОЕ РАЗВИТИЕ

*Журнал реферируется Всероссийским институтом научно-технической информации (ВИНИТИ),
а также Российским индексом научного цитирования (РИНЦ) на базе Научной электронной библиотеки elibrary.ru.*

Все материалы проходят двойное независимое анонимное рецензирование.

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

Главный редактор: Горбунов Роман Вячеславович, д.г.н., ФИЦ ИнБЮМ
Заместитель главного редактора: Довгаль Игорь Васильевич, д.б.н., профессор, ФИЦ ИнБЮМ
Ответственный секретарь: Горбунова Татьяна Юрьевна, к.г.н., ФИЦ ИнБЮМ

Алекперов Ильхам Хайям оглы, чл.-корр. НАН Азербайджана, д.б.н., проф., Институт зоологии НАН Азербайджана, Азербайджан

Василов Раиф Гаянович, д.б.н., проф., НИЦ «Курчатовский институт»

Воскресенская Елена Николаевна, д.г.н., проф., ИПТС

Давидович Николай Александрович, д.б.н., ФИЦ ИнБЮМ

Дмитренко Павел Сергеевич, д.х.н., ТИБОХ

Егоров Виктор Николаевич, академик РАН, д.б.н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Илюшина Татьяна Владимировна, д.г.н., проф., МИИГАиК

Керимов Ибрагим Ахмедович, д.ф.-м.н., проф., ГГНТУ им. акад. М. Д. Миллионщикова

Киприянова Лаура Мингалиевна, д.б.н., ИВЭП СО РАН

Кузнецов Андрей Николаевич, д.б.н., Совместный Российско-Вьетнамский Тропический научно-исследовательский и технологический центр

Найденко Сергей Валерьевич, чл.-корр. РАН, д.б.н., проф., ИПЭЭ РАН

Неврова Елена Леонидовна, д.б.н., ФИЦ ИнБЮМ

Ольчев Александр Валентинович, д.б.н., проф., МГУ им. М. В. Ломоносова

Плугатарь Юрий Владимирович, чл.-корр. РАН, д.с.-х.н., НБС — ННЦ РАН

Полонский Александр Борисович, чл.-корр. РАН, д.г.н., проф., ИПТС

Пономарева Елена Николаевна, д.б.н., проф., ЮНЦ РАН

Рожнов Вячеслав Владимирович, академик РАН, д.б.н., ИПЭЭ РАН

Рындин Алексей Владимирович, академик РАН, д.с.-х.н., ФИЦ СНИЦ РАН

Рябушко Виталий Иванович, д.б.н., ФИЦ ИнБЮМ

Сергеева Нелли Григорьевна, д.б.н., ФИЦ ИнБЮМ

Солдатов Александр Александрович, д.б.н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Черных Дмитрий Владимирович, д.г.н., доцент, ИВЭП СО РАН

Широкова Вера Александровна, д.г.н. проф., ИИЕТ РАН

Яицкая Наталья Александровна, к.г.н., ФИЦ СНИЦ РАН

Cosenza Carlos Alberto Nunes, Dr. Sc., Federal University of Rio de Janeiro, Brazil

Krykhtine Fabio Luiz Peres, Dr. Sc., Federal University of Rio de Janeiro, Brazil

Mayén-Estrada Rosaura, PhD, National Autonomous University of Mexico, Mexico

Pešić Vladimir, PhD, University of Montenegro, Montenegro

Ranasinghe Dona Marina Sherine Hemanthi

Kariyawasam, PhD, University of Sri Jayewardenepura, Sri Lanka

Tapas Chatterjee, PhD, Dr. Sc., Indian School of Learning, ISM Annexe, India

Адрес учредителя, издателя и редакции:

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр «Институт биологии
южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»
299011, г. Севастополь, пр-кт Нахимова, д. 2.
Телефон +7 (8692) 54-41-10

Соиздатель журнала:

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
«Федеральный исследовательский центр «Субтропический
научный центр Российской академии наук»
354002, Россия, Краснодарский край, г. Сочи,
ул. Яна Фабрициуса, 2/28

E-mail: biodiversity_journal@ibss-ras.ru | Сайт журнала: <https://eco-ibss.ru>

© Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН», 2023

© Федеральное государственное бюджетное учреждение науки «Федеральный исследовательский центр «Субтропический научный центр Российской академии наук», 2023

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр
«ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ЮЖНЫХ МОРЕЙ имени А.О. КОВАЛЕВСКОГО РАН»

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
«Федеральный исследовательский центр
«СУБТРОПИЧЕСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК»

БИОРАЗНООБРАЗИЕ И УСТОЙЧИВОЕ РАЗВИТИЕ

Выпуск 3(27)

2023

Основан в мае 2016 г.

Научный журнал

Выходит 4 раза в год

СОДЕРЖАНИЕ

Биоразнообразие экосистем и его сохранение

Минский И. А., Серикова И. М., Жук В. Ф., Пионтковский С. А., Евстигнеев В. П., Суслин В. В.
Межгодовая изменчивость биолюминесценции, хлорофилла *a* и температуры в прибрежных водах Севастополя 3–14

Проблемы загрязнения водных экосистем и морская радиохемэкология

Ткаченко Ю. С., Тихонова Е. А. **Оценка качественного и количественного состав углеродов в воде северо-восточной части Карского моря** 15–28

Korotkov A. A., Mirzoeva N. Yu., Proskurnin V. Yu., Miroschnichenko O. N. **Distribution of Polonium-210 in water and suspended matter in Crimea water bodies with different salinity** . . 29–39

Структура, функционирование и динамика экосистем

Табунчик В. А., Никифорова А. А., Линева Н. П., Мирзоева Н. Ю., Черный Г. С., Керимов И. А., Махмудова Л. Ш., Гагаева З. Ш., Андрончик Я. О. **Динамика типов наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) в 2017-2022 гг.** 40–55

Биологические ресурсы, биотехнология и аквакультура

Соломонова Е. С., Железнова С. Н. **Исследование биохимических показателей микроводорослей с помощью проточной цитометрии** 56–65

Federal State Budget Scientific Institution
Federal Research Center
«A.O. KOVALEVSKY INSTITUTE OF BIOLOGY OF THE SOUTHERN SEAS OF RAS»

Federal State Budget Scientific Institution
Federal Research Center
«THE SUBTROPICAL SCIENTIFIC CENTRE OF RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES»

BIODIVERSITY AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT

Issue 3(27)

2023

Established in May 2016

Periodical

Issued 4 times a year

CONTENT

Biodiversity of ecosystems and its conservation

Minsky I. A., Serikova I. M., Juk V. F., Piontkovski S. A., Evstigneev V. P., Suslin V. V. **Interannual variability of bioluminescence, chlorophyll and temperature in coastal waters of Sevastopol** 3–14

Problems of aquatic ecosystems pollution and marine radiochemoecology

Tkachenko Yu. S., Tikhonova E. A. **Assessment of the qualitative and quantitative composition of hydrocarbons in the water of the north-eastern part of the Kara sea** 15–28

Korotkov A. A., Mirzoeva N. Yu., Proskurnin V. Yu., Miroshnichenko O. N. **Distribution of Polonium-210 in water and suspended matter in Crimea water bodies with different salinity** .. 29–39

Structure, functioning and dynamics of ecosystems

Tabunshchik V. A., Nikiforova A. A., Lineva N. P., Mirzoeva N. Yu., Cherny G. S., Kerimov I. A., Makhmudova L. Sh., Gagaeva Z. Sh., Andronchik Ya. O. **Land cover dynamics in the basin El-Asi river (Oronte) in 2017–2022** 40–55

Biological resources, biotechnology and aquaculture

Solomonova E. S., Zheleznova S. N. **Investigation of the biochemical content of microalgae using flow cytometry** 56–65

**БИОРАЗНООБРАЗИЕ ЭКОСИСТЕМ
И ЕГО СОХРАНЕНИЕ**

УДК [551.463-043.7:581.526.325]”450”(262.5)

DOI: [10.21072/eco.2023.27.01](https://doi.org/10.21072/eco.2023.27.01)

**МЕЖГОДОВАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ БИОЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ, ХЛОРОФИЛЛА А
И ТЕМПЕРАТУРЫ В ПРИБРЕЖНЫХ ВОДАХ СЕВАСТОПОЛЯ ***

**Минский И. А.¹, Серикова И. М.¹, Жук В. Ф.¹, Пионтковский С. А.²,
Евстигнеев В. П.², Суслин В. В.³**

¹ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
г. Севастополь, Российская Федерация,
e-mail: ivansimfer@yandex.ru

²Севастопольский государственный университет, Севастополь, Российская Федерация,

³Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Российская Федерация.

Аннотация: На основе батифотометрических зондирований 60-метрового слоя с борта научно-исследовательского судна и спутниковых наблюдений, полученных с помощью трёх оптических сканеров SeaWiFS, MODIS Aqua/Terra и AVHRR Pathfinder, исследованы межгодовые изменения интенсивности стимулированной биолюминесценции, концентрации хлорофилла *a* и температуры воды в прибрежных водах г. Севастополя с 2008 по 2014 г. Выявлено уменьшение биолюминесцентного потенциала и концентрации хлорофилла *a* приповерхностного слоя на фоне стабильной температуры поверхности моря и средней температуры в слое 0–60 м.

Ключевые слова: биолюминесценция, температура, хлорофилл *a*, межгодовая изменчивость.

Введение

Известно, что межгодовая изменчивость природных факторов (температура, солёность, плотность, концентрация биогенных соединений, pH, содержание кислорода, интенсивность и меандрирование течений, турбулентность и др.) влияет на сезонную и межгодовую изменчивость структурных и функциональных характеристик прибрежных пелагических экосистем в различных районах Мирового океана [Belkin, 2009; Юнев, 2020]. На больших пространственно-временных масштабах изменчивость экосистемы модулируется глобальным потеплением и нарастающим антропогенным воздействием [Richardson, 2008].

В региональном аспекте многолетней изменчивости структурно-функциональных показателей прибрежных экосистем Чёрного моря посвящён ряд обобщений [Стельмах, Мансурова, 2020; Yunev et al., 2022; Финенко, Мансурова, Суслин, 2022]. В частности, показано, что в 70–80-х годах прошлого столетия поступление азота и фосфора на черноморский

*Работа выполнена в рамках тем государственных заданий: ФГБУН ФИЦ ИнБИОМ №121040600178-6 «Структурно-функциональная организация, продуктивность и устойчивость морских пелагических экосистем», ФГБУН ФИЦ МГИ FNNN-2021-0003 «Развитие методов оперативной океанологии на основе междисциплинарных исследований процессов формирования и эволюции морской среды и математического моделирования с привлечением данных дистанционных и контактных измерений», а также при поддержке Российского научного фонда (проект СевГУ № 23-24-00007).

Проведённые исследования были выполнены в Центре коллективного пользования «НИС «Профессор Водяницкий» Федерального государственного бюджетного учреждения науки Федерального исследовательского центра «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН».

шельф, главным образом с речным стоком, приводило к увеличению первичной продукции и, соответственно, увеличению биомассы фитопланктона. Во второй половине 80-х и начале 90-х годов концентрации фосфатов и нитратов, поступающих с речным стоком, стабилизировались, но продолжился рост биомассы фитопланктона за счёт поступления в эвфотический слой биогенных веществ из донных отложений, накопленных за предыдущий период [Юнев, 2020], т. е. прибрежная экосистема одновременно не отреагировала на стабилизацию эвтрофикации.

За последние три десятилетия на фоне положительного тренда температуры воды отмечено заметное увеличение теплозапаса водных масс и ослабление вертикальных градиентов температуры, в том числе в области холодного промежуточного слоя, являющегося характерной гидрофизической особенностью Чёрного моря [Lima et al., 2021; Иванов, Белокопытов, 2011]. В то же время формирование выраженного сезонного термоклина в летний период препятствует поступлению биогенов из низлежащих слоёв к поверхности моря и, как следствие, приводит к ослаблению развития фитопланктонного сообщества [Стельмах, 2019]. Анализ региональной динамики состояния фитопланктона за последние годы показал присутствие достоверных отрицательных трендов концентрации хлорофилла *a* и продукции фитопланктона в некоторых районах шельфовой зоны, причём снижение первичной продукции выражено сильнее, чем концентрации хлорофилла [Финенко, Мансурова, Суслин, 2022; Ковалёва, Финенко, Суслин, 2022; Yunev et al., 2022].

Одним из индикаторов структуры и развития планктонного сообщества является биолюминесцентный потенциал (БП). В Чёрном море основной вклад в его формирование вносят динофитовые водоросли. Цель наших исследований состояла в выявлении тенденций межгодовой изменчивости БП в прибрежных водах в районе Севастополя и сопоставлении трендов межгодовой изменчивости БП, биомассы хлорофилла *a* и температуры.

Материал и методы

Материал был собран в ходе ежемесячного биофизического мониторинга (январь 2008 г. — декабрь 2014 г.) на стандартной станции (44°38'N, 33°27'E), расположенной в двух милях от берега, напротив б. Круглой (г. Севастополь) (рис. 1).



Рис. 1. Место проведения ежемесячного биофизического мониторинга в районе г. Севастополя (2008–2014 гг.)

Пространственно-временные характеристики поля биолюминесценции регистрировались с помощью гидробиофизического приборного комплекса (ГПК) «Сальпа-М». Используемый комплекс позволяет проводить синхронные измерения механически стимулированной биолюминесценции планктонных организмов (в диапазоне $10^{-13} \div 10^{-8}$ Вт·см²·л), а также гидростатического давления, температуры, электропроводности, мутности и фотосинтетически активной радиации в режиме вертикального зондирования. При погружении прибора в водную толщу со скоростью $1,2 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$ дискретность измерения характеристик по глубине составляет около 20 см.

Регистрация информации по интерфейсу RS-232 выполняется на персональном компьютере. Методика сбора и обработки информации и технические характеристики ГПК «Сальпа-М» детально описаны ранее [Токарев, 2006] (<http://ecodevice.com.ru/ecodevice-catalogue/complex-salpa-gbf>).

В результате обработки сигналов датчиков строились профили биолюминесценции, температуры, солёности и условной плотности с осреднёнными показаниями по глубине через каждый метр. Вертикальные зондирования ГПК «Сальпа-М» производились в ночной период в верхнем 60-метровом слое. Интенсивность поля биолюминесценции, измеренная в ночной период, служит индикатором обилия светящихся планктонных организмов. Биолюминесцентный потенциал — это максимальное количество лучистой энергии, излучаемой в данном объёме воды механически стимулированными планктонными организмами [Токарев, 2006], которое оценивается как $БП = \int B(t)dt$, где $B(t)$ — интенсивность свечения во время биолюминесцентной вспышки (Δt).

При анализе межгодовых трендов температуры поверхности моря (ТПМ) и хлорофилла a были использованы спутниковые продукты, полученные по данным измерений с помощью оптических сканеров AVHRR Pathfinder (<https://www.ncei.noaa.gov/products/avhrr-pathfinder-sst>), SeaWiFS и MODIS-Aqua/Terra (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov>). По данным спутниковых наблюдений рассчитывались среднемесячные (а затем среднесезонные и среднегодовые) значения ТПМ (T_0) и концентрации хлорофилла a , осреднённые для района проведения мониторинга на ст. 1 (рис. 1).

Временная серия среднемесячных значений концентрации хлорофилла a проходила коррекцию для разделения фракций хлорофилла и растворённого окрашенного вещества. Расчёт производился на основе регионального алгоритма Морского гидрофизического института РАН [Suslin, Churilova, 2016] для Чёрного моря с использованием коэффициента яркости моря в трёх спектральных каналах, который наиболее точно восстанавливает концентрацию хлорофилла a , что показано в работе [Суслин и др., 2018].

При статистической обработке данных использовались программные продукты RStudio и PASTv.13. В частности, для проверки статистической значимости наличия или отсутствия монотонного межгодового тренда во временных сериях параметров использовался непараметрический критерий Манна — Кендалла, применяемый при анализе временных серий в гидрофизике и гидрометеорологии [Wang et al., 2020]. В этом тесте параметр Z следует нормальному распределению с $E(Z) = 0$, $V(Z) = 1$. Нулевая гипотеза H_0 (о статистической незначимости тренда) отвергается при абсолютном значении $Z > Z_{1-a/2}$, где a — принятый уровень значимости (в нашем случае $a = 0,1$). Таким образом, при p -значении теста ниже принятого уровня значимости во временной серии присутствует монотонный тренд.

Результаты

Анализируемый нами БП характеризует межгодовую и сезонную изменчивости средней интенсивности поля биолюминесценции 60-метрового слоя. Очевидно, что при таком подходе вертикальная неоднородность водной массы и всех её физико-биологических параметров сглажена и представлена их средними значениями. При этом основной вклад в осреднённые оценки параметров вносят заглублённые максимумы. В шельфовых водах Крыма эти максимумы лежат в пределах 60-метрового слоя. В качестве примера на рисунке 2 приведены типичные вертикальные профили БП, температуры и условной плотности для восьми месяцев 2014 г. Представленная сезонная изменчивость интегральных характеристик и вертикальной структуры поля биолюминесценции в верхнем деятельном слое моря в основном определяется динамикой биомассы и изменением видового состава светящихся динофлагеллят, представленных 38 видами, которые вносят основной вклад в поле биолюминесценции в фотическом слое Чёрного моря [Битюков, Евстигнеев, Токарев, 1993; Серикова, Брянцева, Василенко, 2013].

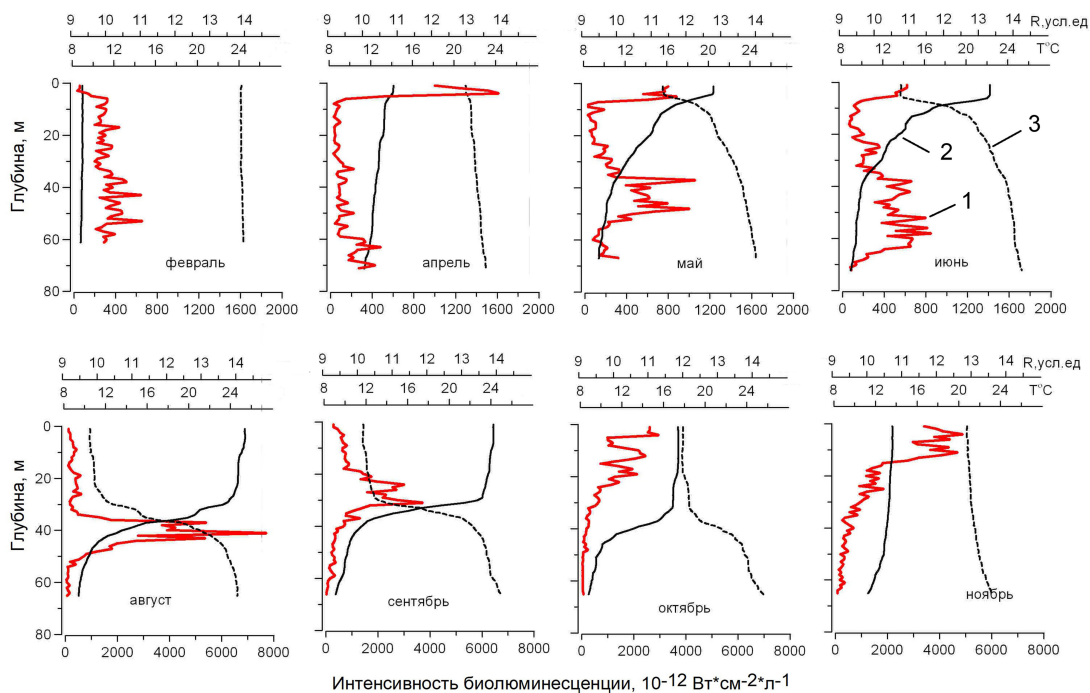


Рис. 2. Вертикальная структура биолюминесцентного потенциала (1 — красная линия), температуры (2 — черная сплошная линия) и условной плотности воды (3 — черная пунктирная линия) в годовом цикле в 2014 г. на ст. 1

Соответственно динамике развития динофитовых водорослей сезонная изменчивость БП в верхних слоях имела два максимума в весенний и осенний периоды (рис. 3). Следует отметить, что изменения количественных характеристик и видового состава фитопланктона зависят от температурных условий предыдущего осенне-зимнего периода [Маштакова, Роухияйнен, 1979; Evstigneev et al., 2023]. В нашем случае в «тёплые» годы (2010 и 2013 гг.) наибольшим развитием среди динофлагеллят отличались виды рода *Prorocentrum*: *P. aporum* (Schiller) Dodge, *P. micans* Ehrenberg, *P. cordatum* (Ostenfeld) Dodge и самый мелкоклеточный светящийся вид — *Scrippsiella acuminata* (Ehrenberg) Kretschmann, Elbrächter, Zinssmeister, S. Soehner, Kirsch, Kusber & Gottschling, достигший максимальной биомассы в апреле 2010 г. [Брянцева, 2021].

В годы с «умеренным» предшествующим осенне-зимним периодом (2009 и 2011 гг.) наибольшего развития и видового разнообразия (28 видов) динофлагелляты достигали в мае, максимумы биомассы при этом составили 105,7 и 108,6 мг·м³ соответственно. Доминировал в этот период *P. micans* (65,3 и 25,4 мг·м³), а среди светящихся форм — *S. acuminata* (23,9 мг·м³). В эти годы также на май приходились весенние максимумы БП в верхних слоях. В «холодные» годы (2012 и 2014 гг.) из фитоценоза весеннего фитопланктона выпал целый ряд видов динофитовых, среди которых мелкоклеточный светящийся вид *S. acuminata*, который в большей степени обуславливает развитие весеннего максимума поля биолюминесценции [Брянцева, 2021].

За весь период исследований различия между минимальными и максимальными значениями БП могли варьировать от одного до трёх порядков. Сезонные максимумы БП, зарегистрированные в разные годы, могли смещаться на один-два месяца, что определялось температурными условиями и временем наступления соответствующего сезона, однако в большинстве случаев они приходились на май и ноябрь (рис. 3). Таким образом, выделялась полугодовая периодичность в процессе развития поля биолюминесценции и, соответственно, сообщества динофитовых водорослей в верхних слоях.

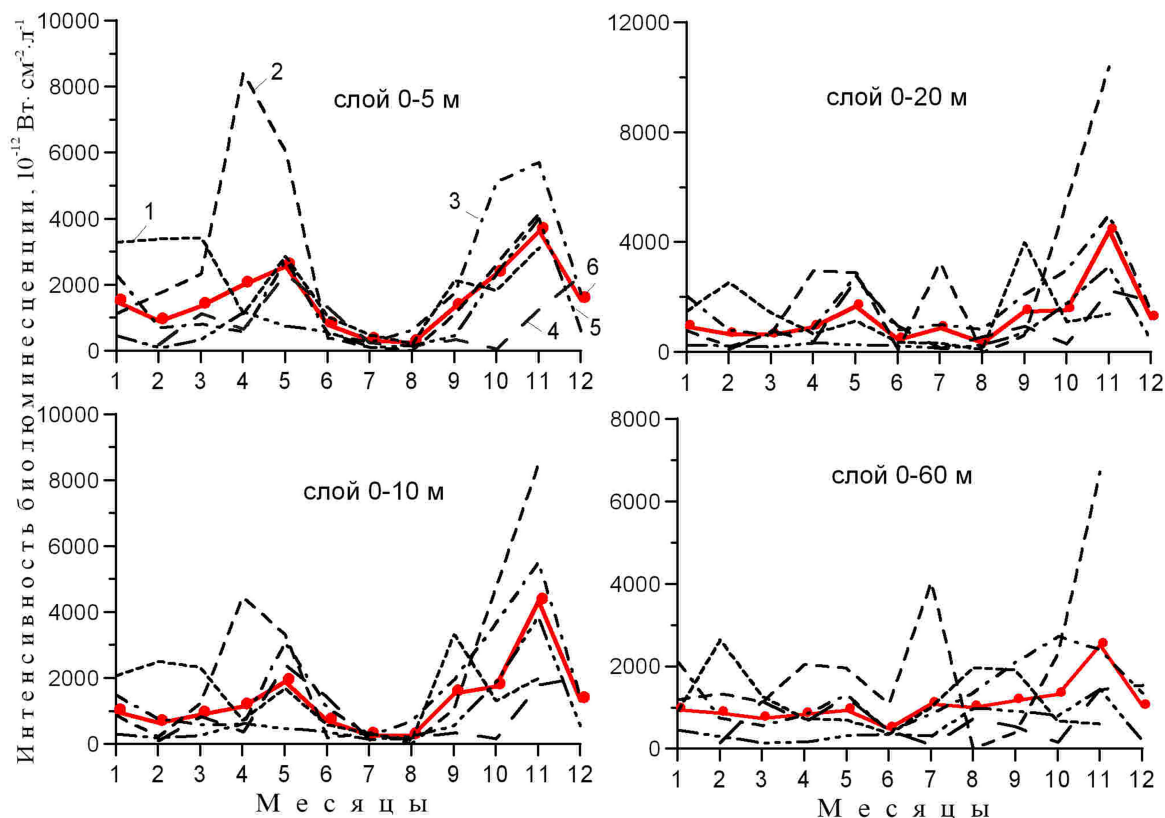


Рис. 3. Сезонная изменчивость среднего уровня биолюминесцентного потенциала в слоях разной протяжённости в 2009 (1 — мелкий пунктир), 2010 (2 — средний пунктир), 2011 (3 — пунктир с точкой), 2013 (4 — крупный пунктир) и 2014 (5 — пунктир с тремя точками) годах и осреднённый его сезонный ход за все годы (6 — красная линия)

В более широких слоях, охватывающих слой термоклина и нижележащие слои, не наблюдается такой строгой полугодовой периодичности в сезонной динамике развития поля биолюминесценции (рис. 3). Это связано с тем, что в июне — июле наступает период летней стагнации в развитии фитопланктона в верхнем перемешанном слое (ВПС) и усиливается его развитие в термокline и нижележащих слоях [Серикова, Брянцева, Василенко, 2013], в связи с чем максимум в вертикальных профилях биолюминесценции заглубляется, хотя может достигать довольно высокой интенсивности (рис. 2).

Сезонная изменчивость БП в поверхностных водах прибрежных акваторий отличается от таковой концентрации хлорофилла *a* и рассчитанной по её показателям биомассы фитопланктона, максимумы которой зарегистрированы в зимний и ранний весенний периоды [Финенко, Мансурова, Суслин, 2022]. Однако в расчёте биомассы фитопланктона по соответствующей методике не учитываются гетеротрофы, вносящие основной вклад в генерирование поля биолюминесценции. Различие в сезонном ходе БП и хлорофилла *a* в поверхностных водах связано с сезонной сукцессией фитопланктона. Детально сезонная сукцессия фитопланктона в районе наших исследований была описана ранее [Брянцева, 2021]. В целом же для всего периода наблюдений в сукцессии хорошо различимы две фазы — длительная весенне-летняя и более короткая осенне-зимняя. Каждая начинается с интенсивного развития диатомовых водорослей, а затем динофлагеллят. Замещение диатомей, чувствительных к снабжению биогенными элементами, перидиниями, большинство из которых способны к гетеротрофии, характерно для весенне-летней фазы сукцессии. Таким образом, в расчёте биомассы суммарного фитопланктона по биофизическим параметрам, помимо концентрации хлорофилла *a*, следовало бы учитывать величину БП.

В верхнем 60-метровом слое максимальный уровень поля биоломинесценции был зарегистрирован в летние месяцы с 2009 по 2011 г., за которым следовало его снижение (рис. 4). В то же время как раз на летний период приходились минимумы концентрации хлорофилла *a*.

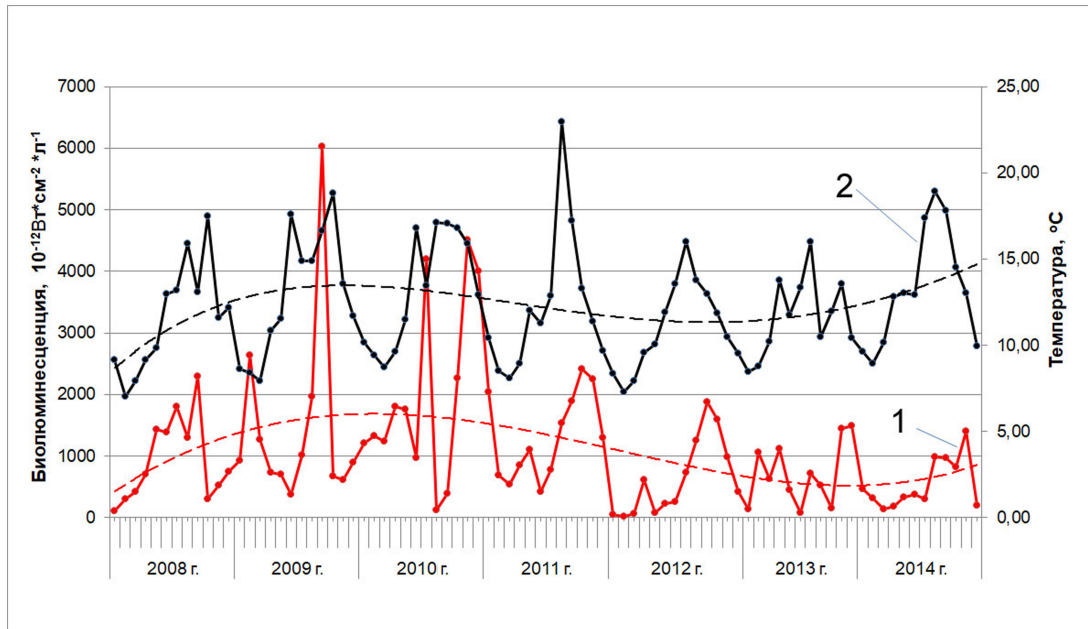


Рис. 4. Межгодовая изменчивость среднего уровня биоломинесцентного потенциала (1) и средней температуры (2) в слое 0–60 м и тренды изменчивости этих параметров (пунктирные линии)

Трёхкратное снижение среднего уровня БП ($БП_{0-60}$) наблюдалось со второй половины 2011 г., что, возможно, было связано с резкими изменениями температуры водной толщи (T_{0-60}). Так, необычно высокий прогрев верхней 60-метровой толщи наблюдался в августе 2011 г. (до $22,9\text{ }^{\circ}\text{C}$), превысив показатели других лет более чем на $4\text{ }^{\circ}\text{C}$, а в октябре 2011 г. температура снизилась до $13,5\text{ }^{\circ}\text{C}$, оказавшись на несколько градусов ниже относительно предшествующих лет. Резкое понижение температуры вплоть до февраля 2012 г., когда была зарегистрирована максимальная отрицательная температурная аномалия как во всей толще, так и у поверхности моря ($dT = 1,8\text{ }^{\circ}\text{C}$) [Serikova et al., 2016], привело к перестройке видового состава и функционального состояния планктонного сообщества, что сказалось на интенсивности поля биоломинесценции в последующий весенне-летний период.

На рисунке 4 приведены сглаженные тренды изменчивости параметров $БП_{0-60}$ и T_{0-60} полиномом 4-й степени (пунктирные линии). Очевидна синхронность хода кривых изменчивости этих параметров с января 2008 г. по декабрь 2014 г., связь между которыми подтверждается на уровне значимости $p = 0,001$, $r^2 = 0,77$. В то же время заметно расхождение трендов с 2013 г.: если сглаженная кривая температуры выходит на прежний уровень и затем превышает его, то тренд изменчивости БП практически снижается до минимального уровня. При этом рассчитанный линейный тренд температуры за весь период наблюдений отсутствует (по критерию Манна — Кендалла: $S = 186$, $Z = 0,89$, $p = 0,37$), а для БП он оказывается отрицательным ($S = -554$, $Z = -2,68$, $p = 0,007$).

В многолетних временных сериях среднемесячных величин биомассы хлорофилла *a* тенденция межгодовой изменчивости малозаметна на фоне сезонной, которая является основной составляющей её динамики (рис. 5).

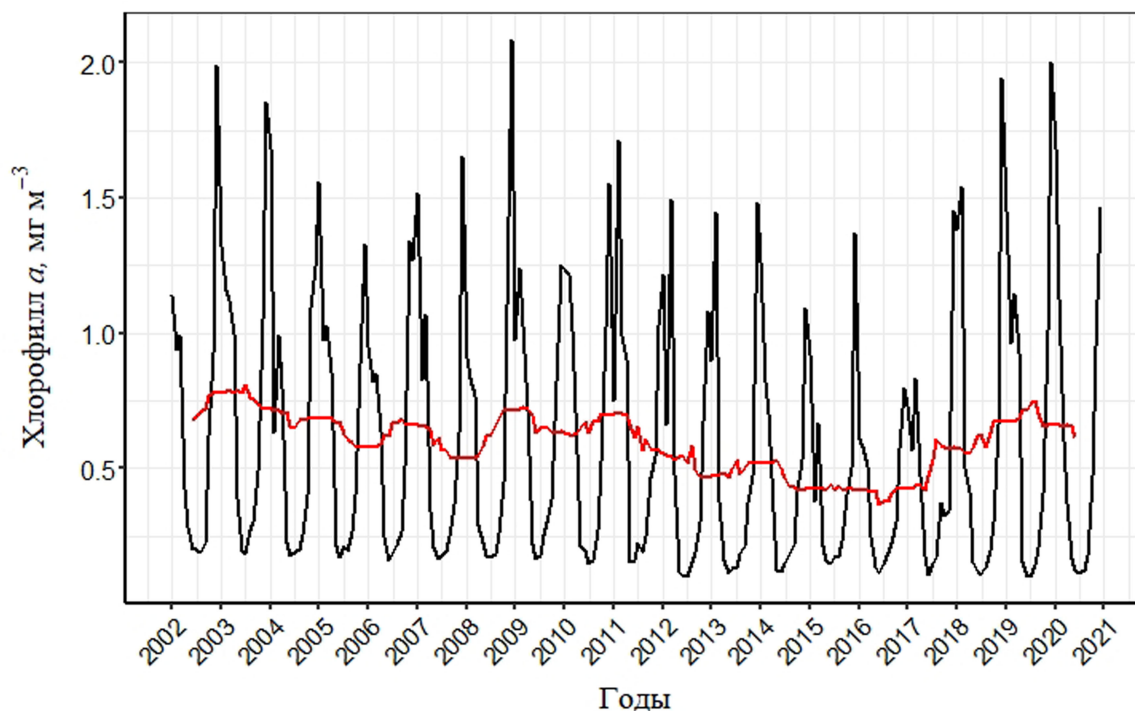


Рис. 5. Многолетняя изменчивость концентрации хлорофилла *a* на ст. 1. Красная кривая показывает тренд, полученный методом скользящего среднего с окном 12 месяцев

Нижние экстремумы сезонных циклов концентрации хлорофилла *a* приходятся на летние месяцы, т. е. на периоды хорошо выраженной вертикальной плотностной стратификации эвфотического слоя, а верхние экстремумы соответствуют зимним месяцам, среди которых 84 % пиков приходится на декабрь. При осреднении сезонной компоненты методом скользящего среднего с окном 12 месяцев (красная линия на рис. 5) количественные показатели концентрации хлорофилла *a* также показали существенный ниспадающий тренд как для предыдущего 20-летнего периода: ($S = -8491$, $Z = -8,36$, $p = 2,2 \cdot 10^{-16}$), так и для периода с 2008 по 2014 г. ($S = -1889$, $Z = -7,29$, $p = 3 \cdot 10^{-13}$).

Проверка значимости трендов по средним годовым показателям концентрации хлорофилла *a* в такие же временные интервалы показала значимые отрицательные тренды на уровне $p \leq 0,004$. При этом если в зимний период не отмечено достоверных трендов ($S = -22$, $Z = -0,73$, $p = 0,46$), то летом они были существенными ниспадающими ($S = -108$, $Z = -3,7$, $p = 10^{-4}$).

Обсуждение результатов

Схожие результаты по межсезонным показателям биомассы фитопланктона у берегов Крыма и Кавказа были получены Финенко З. З. с соавторами [Финенко, Мансурова, Суслин, 2022] за период 1998–2015 гг., которые наблюдали отрицательный достоверный тренд ($p \leq 0,06$) в летний период и его отсутствие зимой.

Для отдельных районов Севастопольского побережья [Стельмах, Мансурова, 2020] приводятся результаты, показывающие снижение концентрации хлорофилла *a* и биомассы фитопланктона в летний сезон в 2000–2014 гг. Анализ проб фитопланктона показал снижение доли диатомовых и, соответственно, увеличение динофитовых в общей биомассе фитопланктона.

В области крымского шельфа по данным спутниковых наблюдений, скорректированных на флуориметрические измерения содержания хлорофилла *a* и органического углерода в клетках

микроводорослей, было выявлено снижение биомассы фитопланктона ($r = 0,85$, $p < 0,0001$) в течение 20-летнего периода с конца 90-х годов [Yunev et al., 2022; Stelmakh, Gorbunova, 2018]. К основным факторам, вызывающим снижение биомассы фитопланктона, авторы относят как негативное влияние повышения температуры, отразившееся на скорости роста диатомовых водорослей, так и снижение концентраций критически важных для диатомовых водорослей нитратов и кремния. Отрицательное воздействие повышения температуры также проявляется в усилении летней термохалинной стратификации и, как следствие, ослаблении притока биогенов к верхним слоям обитания водорослей. Кроме того, в период с 2010 по 2014 г. наблюдалось повышенное образование соединений аммонийного азота, которое подавляет усвоение микроводорослями и без того дефицитных нитратов.

Различие «зимних» и «летних» трендов косвенно указывает на различие таксономического состава фитопланктонного сообщества, которое обусловлено разными фазами и стадиями его сукцессии [Брянцева, 2021]. В первой половине года в большинстве случаев в феврале доминировала I стадия, в марте — II, в мае — июне — III; завершающая стадия доминировала в августе. Первая и вторая стадии сукцессии характеризуются развитием мелких (< 1000 мкм³), а затем крупных (> 1000 мкм³) диатомовых водорослей, третья стадия — комплексов видов динофитовых [Виноградова, Маштакова, Дерзюк, 1986]. При этом в зависимости от температурных условий года доминировали те или иные комплексы. На завершающей стадии доминирующими становятся представители прочих таксонов, главным образом примезиевых водорослей, представленных преимущественно *Emiliana huxley* (Lohmann) Hay & Mohler.

Среди месяцев выделяются самые показательные, когда на протяжении всего периода исследований стадии развития фитопланктона совпадали. Так, в мае — июне почти всегда отмечается III стадия, за исключением 2012 г., когда происходило прерывание сукцессии и возвращение групп на ранние стадии развития. В июле всегда доминировала II стадия в результате развития «вредоносных» диатомовых видов — *Proboscia alata* (Brightwell) Sundström и *Pseudosolenia calcaravis* (Schultze) Sundström, которые не достигали высокой численности, но имели максимальную биомассу [Брянцева, 2021].

Существенным фактором является поступление биогенов, интенсивность которого в летний период снижается по мере выстраивания сезонного термоклина, а в зимний период, наоборот, усиливается за счёт интенсивного конвективного перемешивания.

Период смены стадий совпадает с формированием сезонного термоклина и перестройкой термохалинной структуры на летний тип. Осенняя «вспышка» (в сентябре) диатомовых I и II стадий также связана с началом разрушения сезонного термоклина, которая в октябре — ноябре завершается доминированием динофлагеллят (III стадия) [Брянцева, 2021].

Таким образом, различия в сезонной динамике концентрации хлорофилла *a* и БП можно объяснить чередованием фаз и стадий развития доминирующих по биомассе таксонов фитопланктона.

Первостепенным фактором в развитии фитопланктона, обитающего большей частью в верхнем слое фотосинтеза (в среднем до 34–37 м) [Финенко, Мансурова, Суслин, 2022], является температура поверхности Чёрного моря (ТПМ). Особенностью вод Чёрного моря является различие характера изменчивости теплозапаса в верхнем 50-метровом и более глубинном слое. В верхнем слое моря хорошо выражены декадные колебания температуры, в то время как в глубинных слоях достаточно чётко проявляется монотонный тренд, характеризующий нагревание, модулируемое средиземноморскими водами, поступающими через Босфорский пролив [Lima et al., 2021].

Многолетняя изменчивость температуры поверхности Чёрного моря характеризуется постепенным увеличением в последние три десятилетия (рис. 6).

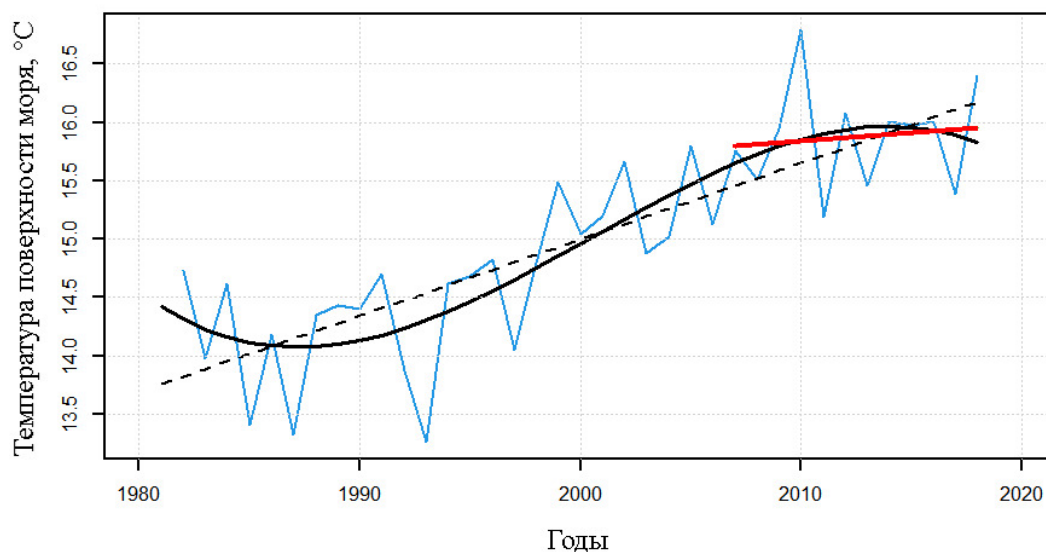


Рис. 6. Многолетняя изменчивость средней температуры поверхности Чёрного моря (ТПМ) за период 1982–2018 гг., сопровождаемая линейной (штриховая линия) и полиномиальной 3-й степени (сплошная линия) аппроксимациями. Красная линия характеризует линейный тренд, рассчитанный для 2007–2018 гг.

Согласно данным AVHRR Pathfinder (1982–2021 гг.) средняя скорость потепления ТПМ в масштабе Черноморского бассейна составляет $0,65\text{ }^{\circ}\text{C}$ за десятилетие ($p < 0,001$). Считается, что интенсивный нагрев Чёрного моря вызывает более выраженные погодные аномалии в регионе, что, в свою очередь, может повлиять на прибрежную морскую экосистему. Тренд ТПМ может быть аппроксимирован линейной функцией с возрастающим трендом (по критерию Манна — Кендалла: $S = 56$, $Z = 2,28$, $p = 0,02$), но более точно его можно описать полиномом 3-й степени, как показано на рисунке 6. Следует отметить интересную особенность последнего десятилетия — квазистабильную изменчивость среднегодовой ТПМ. Частичный линейный тренд (см. красную линию на рис. 6), рассчитанный только для последних лет (2007–2018 гг.), становится незначимым ($S = 13$, $Z = 0,82$, $p = 0,41$). Следовательно, период с 2007 г. можно считать квазистабильным.

Таким образом, в прибрежных водах Севастополя в период с 2008 по 2014 г. выявлено уменьшение БП в верхнем 60-метровом слое и биомассы хлорофилла *a* в приповерхностном слое на фоне установившегося периода квазистабильности межгодовой ТПМ и средней температуры в слое 0–60 м. В то же время большую роль на развитие планктонного сообщества играет сезонная динамика ТПМ и особенности её режима в осенне-зимний период [Маштакова, Роухияйнен, 1979; Mikaelyan et al., 2018]. В связи с тем что на заключительном этапе мониторинга (в 2012 и 2014 гг.) зимние периоды были наиболее холодными, это отразилось на развитии отдельных видов биолюминесцентных организмов. Так, в «холодные» годы отмечалось слабое развитие динофитовых, как светящихся, так и несветящихся форм, из фитоценоза выпали виды: *Lingulodinium polyedra* (Stein) Dodge, *Tripos muelleri* Bory de Saint-Vincent, *Protoperidinium depressum* (Bailey) Balech, *Protoperidinium crassipes* (Kofoid) Balech. На начальном же этапе работ на полигоне (особенно 2009–2010 гг.) зимние температурные условия были либо «умеренными», либо «тёплыми», что положительно сказалось на развитии светящихся динофлагеллят и фитопланктона в целом. Такой вид, как *S. acuminata*, дающий основной вклад в развитие весеннего пика биолюминесценции, в мае 2010 г. по биомассе в 69 раз превосходил таковой в другие года [Брянцева, 2021].

Выводы

Полученные оценки межгодовой изменчивости концентрации фитопланктона (по дистанционным зондированиям) и поля биолюминесценции (по контактными измерениям) выявили их ниспадающие тренды за семилетний период (2008–2014 гг.) на фоне относительно стабильной температуры поверхностного слоя в прибрежных водах г. Севастополя.

Список литературы

1. Битюков Э. П., Евстигнеев П. В., Токарев Ю. Н. Светящиеся Dinoflagellata Черного моря и влияние на них антропогенных факторов // Гидробиологический журнал. – 1993. – Т. 29, № 4. – С. 27–34.
2. Брянцева Ю. В. Особливості сезонної сукцесії фітопланктону в прибережній зоні Криму (Чорне море) у різні за кліматичними умовами роки (2009–2014) // Algologia. – 2021. – Т. 31, № 4. – С. 365–381. – <https://doi.org/10.15407/alg31.04.365>
3. Виноградова Л. А., Маштакова Г. П., Дерзюк Н. В. Сукцессионные изменения в фитопланктоне северо-западной части Черного моря // Исследования пелагиали Черного моря : (материалы междунар. симп. «Антропоген. эвтрофикация и изменчивость экосистем Черного моря», Москва, 16–19 окт. 1984 г.) / АН СССР, Ин-т океанологии им. П. П. Ширшова, Координац. центр стран-чл. СЭВ по пробл. «Изучение хим. ... освоения его ресурсов». – Москва : ИОАН, 1986. – С. 170–176.
4. Иванов В. А., Белокопытов В. Н. Океанография Черного моря / Мор. гидрофиз. ин-т НАН Украины. – Севастополь : МГИ, 2011. – 212 с.
5. Ковалёва И. В., Финенко З. З., Суслин В. В. Тренды изменения первичной продукции фитопланктона по данным дистанционного зондирования в глубоководной области Черного моря в 1998–2015 годы // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. – 2022. – Т. 15, № 4. – С. 42–53. – <https://doi.org/10.59887/fpg/dfbm-t6da-5rvb>
6. Маштакова Г. П., Роухийнен М. И. Сезонная динамика фитопланктона // Основы биологической продуктивности Чёрного моря / под общ. ред. В. Н. Грезе. – Киев : Наук. думка, 1979. – С. 85–88.
7. Серикова И. М., Брянцева Ю. В., Василенко В. И. Особенности сезонной динамики структуры поля биолюминесценции и её сопряжённость с параметрами динофлагеллят // Морской экологический журнал. – 2013. – Т. 12, № 4. – С. 87–95.
8. Стельмах Л. В. Влияние температуры на сезонную и межгодовую изменчивость некоторых структурно-функциональных характеристик фитопланктона прибрежных вод Черного моря (район Севастополя) // Вопросы современной альгологии. – 2019. – № 1. – С. 46–56. – [https://doi.org/10.33624/2311-0147-2019-1\(19\)-46-56](https://doi.org/10.33624/2311-0147-2019-1(19)-46-56)
9. Стельмах Л. В., Мансурова И. М. Многолетняя динамика биомассы фитопланктона и концентрации хлорофилла *a* в поверхностном слое прибрежных вод Черного моря (район Севастополя) // Вопросы современной альгологии. – 2020. – Т. 22. – С. 66–81. – [https://doi.org/10.33624/2311-0147-2020-1\(22\)-66-81](https://doi.org/10.33624/2311-0147-2020-1(22)-66-81)
10. Суслин В. В., Чурилова Т. Я., Ли М. Е., Мончева С., Финенко З. З. Концентрация хлорофилла *a* в Черном море: сравнение спутниковых алгоритмов // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. – 2018. – Т. 11, № 3. – С. 64–72. – <https://doi.org/10.7868/S2073667318030085>

11. Токарев Ю. Н. Основы биофизической экологии гидробионтов. – Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. – 342 с.
12. Финенко З. З., Мансурова И. М., Суслин В. В. Временная динамика биомассы фитопланктона в поверхностном слое Черного моря по данным спутниковых наблюдений // Океанология. – 2022. – Т. 62, № 3. – С. 416–427. – <https://doi.org/10.31857/S0030157422030042>
13. Юнев О. А. Вторичная эвтрофикация черноморского шельфа // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. – 2020. – № 2. – С. 80–91. – <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2020-2-80-91>
14. Belkin I. M. Rapid warming of large marine ecosystems // Progress in Oceanography. – 2009. – Vol. 81, iss. 1/4. – P. 207–213. – <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.04.011>
15. Evstigneev V., Serikova I., Piontkovski S., Zhuk V., Minsky I. Fall-winter sea surface temperature anomalies affect subsequent spring-summer phytoplankton succession and bioluminescence patterns in the Black Sea coastal waters near Crimea // Marine Environmental Research. – 2023. – Vol. 192. – Art. ID 106251 (12 p.). – <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106246>
16. Lima L., Ciliberti S. A., Aydoğdu A., Masina S., Escudier R., Cipollone A., Azevedo D., Causio S., Peneva E., Lecci R., Clementi E., Jansen E., Ilicak M., Cretì S., Stefanizzi L., Palermo F., Coppini G. Climate signals in the Black Sea from a multidecadal eddy-resolving reanalysis // Frontiers in Marine Science. – 2021. – Vol. 8. – Art. ID 710973 (17 p.). – <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.710973>
17. Mikaelyan A. S., Kubryakov A. A., Silkin V. A., Pautova L. A., Chasovnikov V. K. Regional climate and patterns of phytoplankton annual succession in the open waters of the Black Sea // Deep Sea Research. Pt I: Oceanographic Research Papers. – 2018. – Vol. 142. – P. 44–57. – <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2018.08.001>
18. Richardson A. J. In hot water: zooplankton and climate change // ICES Journal of Marine Science. – 2008. – Vol. 65, iss. 3. – P. 279–295. – <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn028>
19. Serikova I. M., Briantseva Yu. V., Tokarev Yu. N., Stanichniy S. V., Suslin V. V., Vasilenko V. I. Response of phytoplankton of the Sevastopol coastal zone to climate peculiarities of the years 2009–2012 // Hydrobiological Journal. – 2016. – Vol. 52, iss. 1. – P. 39–48. – <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v52.i1.40>
20. Stelmakh L. V., Gorbunova T. I. Carbon-to-chlorophyll-a ratio in the phytoplankton of the Black Sea surface layer: variability and regulatory factors // Ecologica Montenegrina. – 2018. – Vol. 17. – P. 60–73. – <https://doi.org/10.37828/em.2018.17.8>
21. Suslin V., Churilova T. A regional algorithm for separating light absorption by chlorophyll-a and coloured detrital matter in the Black Sea, using 480–560 nm bands from ocean colour scanners // International Journal of Remote Sensing. – 2016. – Vol. 37, iss. 18. – P. 4380–4400. – <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1211350>
22. Wang F., Shao W., Yu H., Kan G., He X., Zhang D., Ren M., Wang G. Re-evaluation of the power of the Mann – Kendall test for detecting monotonic trends in hydrometeorological time series // Frontiers in Earth Science. – 2020. – Vol. 8. – Art. ID 00014. – URL: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/feart.2020.00014/full>. – Дата публикации: 06.02.2020.
23. Yunev O., Carstensen J., Stelmakh L., Belokopytov V., Suslin V. Temporal changes of phytoplankton biomass in the western Black Sea shelf waters: evaluation by satellite data (1998–2018) // Estuarine, Coastal and Shelf Science. – 2022. – Vol. 271. – Art. ID. 107865 (11 p.). – <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107865>

**INTERANNUAL VARIABILITY OF BIOLUMINESCENCE, CHLOROPHYLL
AND TEMPERATURE IN COASTAL WATERS OF SEVASTOPOL**

**Minsky I. A.¹, Serikova I. M.¹, Juk V. F.¹, Piontkovski S. A.²,
Evstigneev V. P.², Suslin V. V.³**

¹*A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation
e-mail: ivansimfer@yandex.ru*

²*Sevastopol State University, Sevastopol, Russian Federation,*

³*Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russian Federation.*

Abstract: Interannual changes of the stimulated bioluminescence, chlorophyll *a* concentration and water temperature, based on bathyphotometric casts carried out in the 60-m layer on board of the research vessel and remote sensing (AVHRR Pathfinder, SeaWiFS and MODIS ocean color scanners) in coastal waters of Sevastopol in 2008–2014 were investigated. A decrease of bioluminescence potential and sea surface chlorophyll *a* concentration against stable sea surface temperature and averaged 60-m temperature were revealed.

Keywords: bioluminescence, chlorophyll *a*, temperature, interannual variability.

Сведения об авторах

Минский Иван Александрович	аспирант, ведущий инженер, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация; e-mail: ivansimfer@yandex.ru
Серикова Ирина Михайловна	кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация; e-mail: irasimwin@gmail.com
Жук Владимир Федорович	научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация; e-mail: vfzhuk@mail.ru
Пионтковский Сергей Александрович	доктор биологических наук, профессор, ведущий научный сотрудник, ФГАОУ ВО «Севастопольский государственный университет», ул. Университетская, 33, Севастополь, 299053, Российская Федерация; e-mail: spiontkovski@gmail.com
Евстигнеев Владислав Павлович	кандидат физико-математических наук, доцент, ведущий научный сотрудник ФГАОУ ВО «Севастопольский государственный университет», ул. Университетская, 33, Севастополь, 299053, Российская Федерация; e-mail: vald_e@rambler.ru
Суслин Вячеслав Владимирович	кандидат физико-математических наук, ведущий научный сотрудник, ФГБУН «Морской гидрофизический институт РАН», ул. Капитанская, 2, Севастополь, 299011, Российская Федерация; e-mail: slava.suslin@mhi-ras.ru

*Поступила в редакцию 03.07.2023 г.
Принята к публикации 30.11.2023 г.*

ПРОБЛЕМЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ
И МОРСКАЯ РАДИОХЕМОЭКОЛОГИЯ

УДК [504.5:661.715.1](268.52-18)

DOI: [10.21072/eeco.2023.27.02](https://doi.org/10.21072/eeco.2023.27.02)

ОЦЕНКА КАЧЕСТВЕННОГО И КОЛИЧЕСТВЕННОГО СОСТАВА
УГЛЕВОДОРОДОВ В ВОДЕ СЕВЕРО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ КАРСКОГО МОРЯ *

Ткаченко Ю. С., Тихонова Е. А.

ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
г. Севастополь, Российская Федерация,
e-mail: yulechkatkachenko.90@mail.ru

Аннотация: В рамках 50-го рейса научно-исследовательского судна «Академик Борис Петров» были проведены исследования органического загрязнения поверхностных и придонных вод северо-восточной части Карского моря. Определение качественного и количественного состава алифатических углеводородов (АУВ) производилось методом газовой хроматографии на хроматографе «Кристалл 5000.2» с пламенно-ионизационным детектором. Изучено общее содержание и индивидуальный состав АУВ в поверхностных и придонных водах северо-восточной части Карского моря. Содержание АУВ в открытых поверхностных водах Карского моря в среднем ($0,06 \pm 0,04$) мг/л, что незначительно превышает предельно допустимую концентрацию (ПДК) для нефтяных УВ — 0,05 мг/л. А в придонном горизонте средняя концентрация АУВ составила ($0,10 \pm 0,05$) мг/л, что превышает ПДК в 2 раза. В поверхностном слое воды максимальная концентрация АУВ превышает ПДК в 3 раза, а в придонном горизонте — в 6 раз. Тем не менее статистический анализ показал отсутствие значимых отличий между содержанием АУВ в поверхностных и придонных горизонтах. В целом можно заключить, что концентрации углеводородов в воде достаточно велики, превышают предельно допустимую концентрацию в 44 % проб в поверхностном слое воды и в 40 % проб в придонном слое, однако, в соответствии с рассчитанными маркерами (CPI_2 , ACL , LWH/HWH , TAR и C_{31}/C_{29}), установлено, что АУВ имеют смешанную природу.

Ключевые слова: алифатические углеводороды, диагностические индексы, нефтяное загрязнение, морская вода, Карское море.

Введение

Карское море является одним из арктических морей России и относится к акватории Северного Ледовитого океана. Море является мелководным, с преимущественными глубинами 50–100 м, большая его часть расположена в пределах шельфа. Карское море почти целый год покрыто толщей льдов и снега, а температура воды близка к температуре замерзания [Деев, 2009].

*Экспедиционные работы выполнялись при поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации в рамках: плана-программы экспедиционных исследований МГУ имени М. В. Ломоносова по теме «Особенности четвертичного седиментогенеза, рельефообразования и природной флюидоразгрузки на морском дне в северо-восточной части Карского моря» и «Обучение через исследования на арктическом шельфе»; гос. задания ФГАОУ ВО «Московский физико-технический институт (национальный исследовательский университет)» «Дополнительное обеспечение системы в области морских наук — подготовка молодого кадрового резерва по научно-образовательной программе «Плавающий университет» на основе комплексных исследований морей России и Мирового океана, гос. задания ИО РАН «Обеспечение проведения научных исследований, а также экспериментальных разработок». Лабораторные работы выполнены в рамках гос. задания ФИЦ ИнБЮМ «Молисмологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ 121031500515-8).

По степени устойчивости к антропогенному загрязнению Карское море относится к неустойчивым, на него имеет сильное влияние речной сток, атмосферное и диффузное загрязнения с низкими показателями ассимиляционной ёмкости морской среды [Диагностический анализ ... , 2011]. С увеличением объёмов добычи, переработки, транспортировки, хранения и потребления нефти и нефтепродуктов расширились масштабы их разливов и загрязнения ими окружающей среды. Естественные процессы разложения антропогенных АУВ замедлены в высокоширотных акваториях из-за большого спектра природно-климатических условий [Немировская, 2013]. Главная проблема арктических морей, которая радикально меняет всю картину поведения нефти, состоит в том, что как на суше, так и на водной поверхности происходит образование почти непрерывного ледового покрова и других видов обледенения. Морские льды — это не только важнейший накопитель поступивших из атмосферы растворённых и взвешенных веществ (в том числе АУВ и полициклических ароматических углеводородов (ПАУ)), но и главная транспортная система, которая обеспечивает перенос этих веществ по поверхности океана на сотни и тысячи километров [Лисицын, 2001]. Изучение последствий нефтяных разливов в Арктике [Нильссон, 1998] показало, что при низких температурах замедляется скорость испарения лёгких фракций нефти, снижается текучесть, за счёт абсорбции на поверхности льда нефтяные АУВ накапливаются в пористых наслоениях, каналах и пустотах ледового покрова, что может привести к необратимым последствиям.

Источники поступления АУВ в акваторию Карского моря могут быть как природными, так и антропогенными. К природным источникам относятся процессы жизнедеятельности морских организмов, которые сопровождаются биосинтезом и выделением его продуктов в морскую среду [Немировская, 2013]. Основным источником антропогенного загрязнения акватории Карского моря является транспортировка нефти в связи с её добычей на арктическом шельфе [Патин, 2008; Яблоков, 1995; Environmental hot ... , 2000].

Также антропогенная нагрузка на акваторию связана с речным стоком таких крупных рек, как Обь и Енисей, благодаря которым потоки нефти и другие загрязняющие вещества распределяются по акватории на большие расстояния [Environmental hot ... , 2000; Лисицын, Купцов, 2003; Буренков, Гольдин, Кравчишина, 2010; Диагностический анализ ... , 2011].

В связи с активизацией добычи нефти и газа на арктическом шельфе исследование АУВ в экосистеме арктических морей приобретает особую актуальность [Немировская, 2015]. Также усилился интерес к экологической обстановке в арктических морях, в частности в акватории Карского моря, в связи с сокращением ледового покрова Арктики.

Таким образом, изучение процессов загрязнения морской среды является важной и неотъемлемой частью мониторинга водных объектов, а данные о содержании загрязняющих веществ в воде — наиболее информативными для определения природы и возможного источника загрязнения.

Нефть и нефтепродукты относятся к числу наиболее распространённых загрязняющих веществ морской среды [Немировская, 2013; Павленко и др., 2022]. Учитывая, что основу нефтей составляют УВ, в том числе алифатические, целесообразно проводить исследования по определению качественного и количественного состава АУВ в морской воде [Руководство ... , 1993]. Также немаловажной задачей является идентификация вероятных источников их поступления в окружающую среду. Провести данный анализ позволяют расчёт и интерпретация различных диагностических индексов, указывающих на ту или иную природу происхождения АУВ.

Целью данной работы стало определение качественного и количественного состава АУВ морской воды северо-восточной части Карского моря и идентификация вероятных источников их происхождения с помощью отдельных диагностических индексов.

С целью дифференциации аллохтонного и автохтонного происхождения АУВ используют такие маркеры, как соотношение аллохтонного вещества к автохтонным соединениям (*terrigenous/aquatic ratio, TAR*), отношение содержания низкомолекулярных алканов к высокомолекулярным (*Low-molecular Weight to High-molecular Weight Homologies ratio, LWH/HWH*), средняя длина углеводородной цепи (*average chain length, ACL*) [Silliman, Schelske, 2003; Zhang et al., 2014; Duan, 2000; Huang et al., 2011; Blumer, Guillard, Chase, 1971; Eglinton, Hamilton, 1967]. Некоторые индексы, а именно *ACL* (*Average chain length*) и C_{31}/C_{29} (отношение вклада травянистой растительности к древесной), позволяют определить, какой тип растительности преобладает в экосистеме, и выявить главный источник поступления АУВ [Huang et al., 2011; Ficken et al., 2000; Mead et al., 2005]. Для выявления нефтяного и биогенного происхождения АУВ используются такие индексы, как индекс нечётности CPI_2 , рассчитанный для высокомолекулярной части спектра, а также *ACL, LWH/HWH* [Silliman, Schelske, 2003; Huang et al., 2011; Shikui, 2008; Simoneit, 1986; Mazurek, Simoneit, 1984].

Материал и методы

Материалом для исследования послужили пробы воды, отобранные батометром с придонного и поверхностного горизонтов в рамках 50-го рейса НИС «Академик Борис Петров» летом 2022 г. на различных участках акватории северо-восточной части Карского моря (рис. 1). Всего было отобрано 16 проб с поверхностного слоя воды и 5 проб с придонного слоя. Глубина отбора проб с придонного горизонта варьировалась от 54 до 151 м. В поверхностных водах температура воды колебалась от 1,5 до 5 °С, интервал температуры в придонном горизонте составил от 2,5 до 4 °С. Значение *pH* как поверхностного, так и придонного слоя воды колебалось в пределах 7–8.

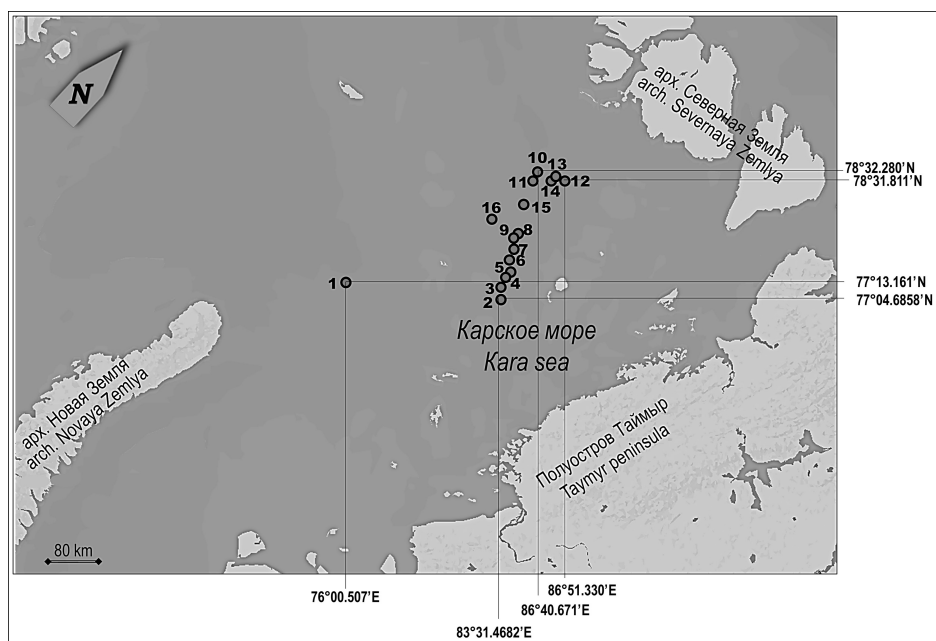


Рис. 1. Карта-схема расположения станций пробоотбора воды в северо-восточной части Карского моря, лето 2022 г.

Пробоподготовка осуществлялась в соответствии с методикой [Другов, Родин, 2020]. Пробу воды (250 мл), подкисленную серной кислотой (1 : 1) (1,5 мл), экстрагировали дважды н-гексаном (по 25 мл). Экстракцию проводили в стеклянной делительной воронке объёмом 1 л в течение пяти минут. Содержимое воронки интенсивно встряхивали в течение 10 минут. После разделения

смеси отделяли слой *n*-гексана, содержащий неполярные и малополярные органические соединения, от водного слоя. Затем пропускали полученный слой через стеклянную колонку с оттянутым нижним концом, заполненную оксидом алюминия. Полученный объем пробы концентрировали до объема 1 мл при комнатной температуре в вытяжном шкафу.

Определение качественного и количественного состава АУВ производилось на базе НОЦКП «Спектрометрия и хроматография» ФИЦ ИнБЮМ методом газовой хроматографии на хроматографе «Кристалл 5000.2» с пламенно-ионизационным детектором (ПИД).

С помощью микрошприца вводили аликвотную часть сконцентрированного экстракта (40 мкл) в нагретый до 250 °С испаритель газового хроматографа. Разделение углеводов осуществляли на капиллярной колонке НТ8 25 м × 0,32 мм с толщиной неподвижной фазы 0,25 мкм (SGE Analytical Science). Разделение АУВ обеспечивали следующие условия хроматографической системы: температура колонки программировалась от 40 до 330 °С (скорость подъема температуры 10 °С/мин), поток газа-носителя (гелий) в колонке 2,5 мл/мин без деления потока, температура детектора 320 °С.

Количественное определение суммарного содержания АУВ определяли методом абсолютной калибровки ПИД с помощью смеси АУВ, приготовленной гравиметрическим методом. Рабочий стандартный раствор с концентрацией 1 мг/мл готовили из исходного стандартного раствора разбавлением его *n*-гексаном. Для разделения углеводородной смеси использовали стандартный образец ASTM D2887. Для обработки результатов использовалась процентная нормализация.

Для подтверждения достоверности различия значений проведено сравнение двух выборок на основании *t*-критерия Стьюдента ($p < 0,05$). Данные были предварительно нормализованы логарифмированием по основанию 10. Статистический анализ выполнен с помощью программы Statistica 12.

Для идентификации происхождения АУВ использованы следующие диагностические индексы:

- $TAR = \sum C_{27} + C_{29} + C_{31} / \sum C_{15} + C_{17} + C_{19}$ [Silliman, Schelske, 2003];
- $LWH/HWH = \sum (C_{13} - C_{21}) / \sum (C_{22} - C_{37})$ [Blumer, Guillard, Chase, 1971; Eglinton, Hamilton, 1967];
- $ACL = (27 \cdot C_{27} + 29 \cdot C_{29} + 31 \cdot C_{31} + 33 \cdot C_{33} + 35 \cdot C_{35} + 37 \cdot C_{37}) / (C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33} + C_{35} + C_{37})$ [Zhang et al., 2014];
- C_{31}/C_{29} [Mead et al., 2005; Shikui, 2008];
- $CPI_2 = (1/2)(C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33} + C_{35}) / (C_{24} + C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32} + C_{34}) + (C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33} + C_{35}) / (C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32} + C_{34} + C_{36})$ [Simoneit, 1986].

Результаты и обсуждения

Суммарная концентрация АУВ на разных участках акватории в придонном горизонте колебалась от 0,029 до 0,32 мг/л, в поверхностном — от 0,008 до 0,14 мг/л. Содержание АУВ в открытых поверхностных водах Карского моря в среднем ($0,06 \pm 0,04$) мг/л, что незначительно превышает ПДК для нефтяных УВ — 0,05 мг/л. А в придонном горизонте средняя концентрация АУВ составила ($0,10 \pm 0,05$) мг/л, что превышает ПДК в 2 раза. В поверхностном слое воды максимальная концентрация АУВ превышает ПДК в 3 раза, а в придонном горизонте — в 6 раз.

На трёх из пяти станций (ст. 2, 3 и 7), на которых отбирали пробы как с поверхностного, так и с придонного горизонтов, наблюдается превышение ПДК в поверхностном слое (рис. 2). В придонном горизонте концентрация АУВ превышает ПДК на двух станциях (рис. 2). На станции 7 отмечено незначительное превышение (на 0,01 мг/л), на станции 2 зафиксировано превышение ПДК, как указывалось выше, в 6 раз. Тем не менее статистический анализ показал отсутствие значимых отличий между содержанием АУВ в поверхностных и придонных горизонтах ($t_v = -0,624$; $p_v = 0,66$).

Обычно увеличение концентраций АУВ у дна наблюдается в районах с тонкодисперсными осадками и рассматривается как результат эрозии дна и ресуспендирования [Немировская, 2013]. Также рост концентраций АУВ в придонном горизонте может наблюдаться при взмучивании илистых осадков [Немировская и др. Углеводороды в воде и осадках ... , 2021]. А донные отложения северо-восточной части Карского моря представлены илами и по классификации Уваровой В. И. относятся к умеренно загрязнённым и к загрязнённым, в соответствии с так называемыми «голландскими листами» превышают допустимый уровень (50 мг/кг) в большинстве исследованных проб. Тем не менее, несмотря на высокое содержание УВ в донных осадках, преобладающим источником происхождения является аллохтонное происхождение, а изменчивость в распределении УВ в морских грунтах обусловлена в основном природными процессами [Ткаченко, Тихонова, 2023].

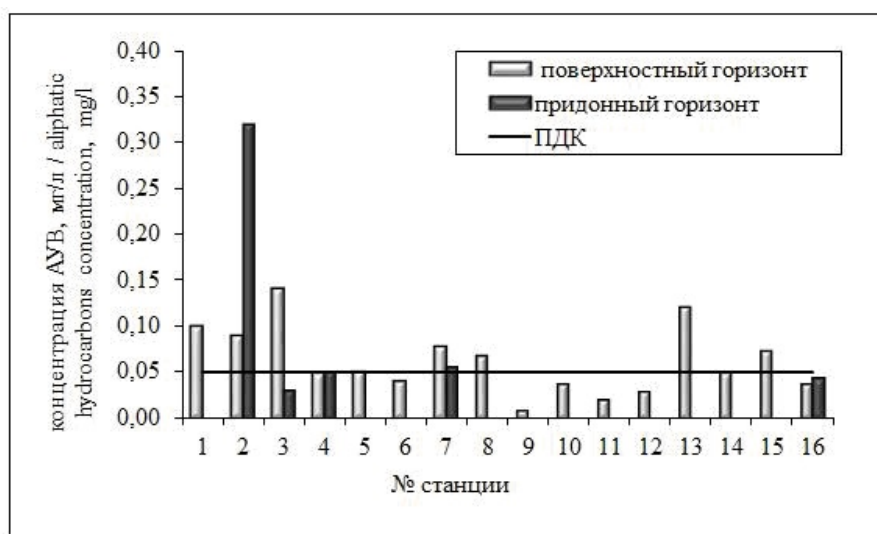


Рис. 2. Концентрации углеводородов в поверхностном и придонном горизонтах северо-восточной части Карского моря, лето 2022 г.

В придонном горизонте на станции 1 обнаружена аномально высокая концентрация АУВ — 4,52 мг/л. На хроматограмме обнаружен скачок концентраций *n*-алканов в высокомолекулярной области (рис. 3). Можно предположить, что такое значение обусловлено природным просачиванием нефти с морского дна [Нильссон, 1998]. Учитывая высокую нефтегазоносность арктических морей, в частности Карского моря, можно полагать, что природный источник обеспечивает не менее 50 % от общего поступления нефти в арктические моря [Кошелева, 2005]. В районах подводных выходов нефти концентрации АУВ в придонных слоях значительно, иногда в несколько порядков, превышают фоновые значения [Троцюк, Немировская, 1985], как в нашем случае. Подводные естественные выходы нефтей могут образовывать нефтеасфальтовые излияния, их ещё называют асфальтовыми «вулканами» [Беленицкая, 2011]. Такие явления не редкость для арктического региона [Троцюк, Немировская, 1985]. Из-за малой изученности этого процесса определить вклад АУВ в эти природные поступления из региональных (рассеянных) флюидных потоков (очагов образования нефти и газа) можно весьма ориентировочно [Немировская, 2013].

Проведена сравнительная характеристика полученных результатов с результатами других авторов [Титова, Немировская, 2017; Леменкова, 2015; Немировская, Титова, Храмцова, 2021; Климовский и др., 2017; Климовский, Чернова, Петракова, 2018; Мохова и др., 2016; Немировская, Реджепова, Лисицын, 2019; Немировская и др. Углеводороды в воде и донных осадках ... , 2020; Немировская и др. Углеводороды в воде и осадках ... , 2021; Ильин, Усягина, Касаткина, 2015]. Данные сведены в таблицу (табл. 1).

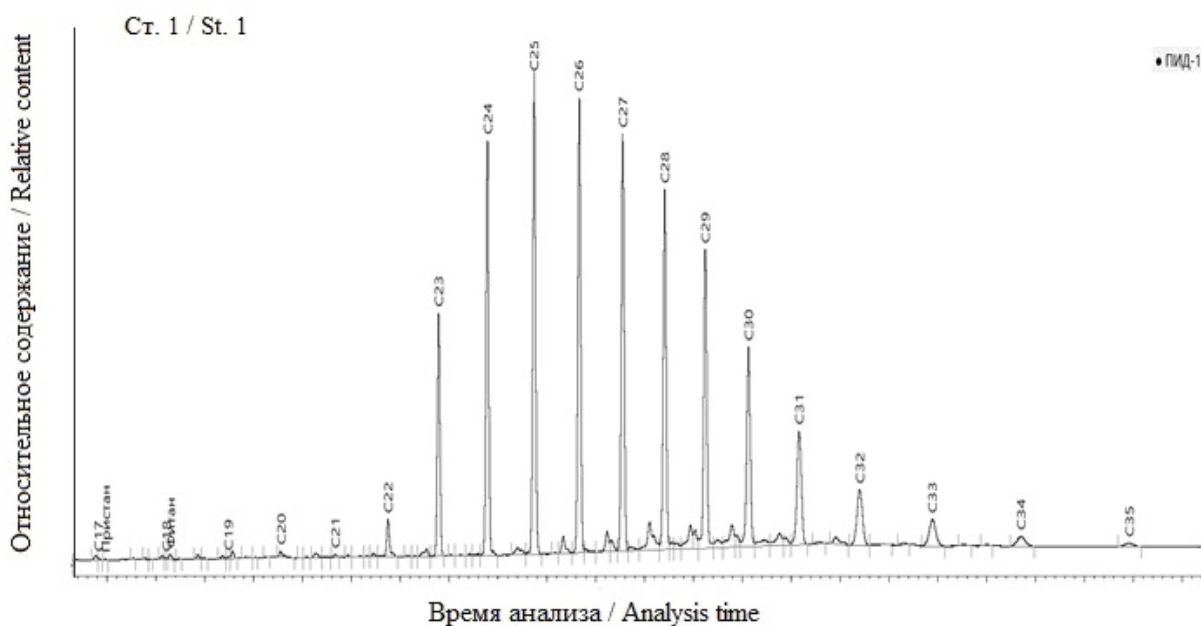


Рис. 3. Хроматограмма n-алканов, выделенных из воды придонного горизонта северо-восточной части Карского моря, лето 2022 г.

Таблица 1

Содержание АУВ (мг/л) в поверхностных водах разных районов Карского, Баренцева, Белого и других северных морей

Акватория	АУВ, мг/л	
	Поверхностные воды	
	интервал	среднее
Северо-восточная часть Карского моря (2022 г.) (настоящие исследования)	0,008–0,14	0,06
Восточная часть Баренцева моря (2016 г., 2017 г.)	0,0033–0,011	0,0053
	0,0036–0,0087	0,0065
Южная часть Баренцева моря (2017 г.)	0,0058–0,0096	0,0083
Юг Баренцева моря (2019 г.)	0,011–0,062	0,032
Баренцево море (2020 г.)	0,014–0,058	0,024
Белое море (2015 г.)	0–0,08	–
Белое море (2017 г.)	–	0,041
Море Лаптевых	0,004–0,19	0,039
Норвежское море (2019 г., 2020 г.)	0,006–0,062	0,023
	0,009–0,038	0,02
р. Индигирка — Восточно-Сибирское море	0,001–0,061	0,016
Мезенский залив	–	0,01

По данным из таблицы 1 видно, что концентрации АУВ в поверхностных водах северо-восточной части Карского моря немного выше, чем в других северных морях. Среднее значение концентрации АУВ в поверхностном горизонте Карского моря превышает ПДК на 0,01 мг/л, в свою очередь, концентрации АУВ в разных районах других северных морей превышают ПДК незначительно, средние значения концентраций ПДК не превышают. Чаще всего повышенное содержание АУВ наблюдается вдоль основных транспортных маршрутов, в шельфовых зонах, а также в устьях рек [Леменкова, 2015]. Увеличение концентрации АУВ может быть обусловлено гидробиологическими процессами, например кокколитофоридным цветением [Немировская, Титова, Храмова, 2021]. Состав и распределение АУВ зависит в том числе от сезонности и таяния льдов. Установлено, что наиболее высокие концентрации АУВ присущи поверхностным водам сразу после таяния льда [Немировская и др. Углеводороды в воде и донных осадках ... , 2020].

Концентрации АУВ, полученные в данной работе (среднее: $0,10 \pm 0,05$ мг/л) для придонного горизонта, выше, чем в Баренцевом (среднее: 0,04 мг/л) [Немировская и др. Углеводороды в воде и донных осадках ... , 2020] и Белом (интервал: 0,022–0,044 мг/л) [Климовский и др., 2017] морях.

С 2016 по 2022 г. наблюдается рост концентраций АУВ [Немировская, Титова, Храмова, 2021; Немировская, Реджепова, Лисицын, 2019; Немировская и др. Углеводороды в воде и донных осадках ... , 2020; Немировская и др. Углеводороды в воде и осадках ... , 2021] как в поверхностных, так и в придонных водах северных морей России, но в целом их превышение незначительное и хроническое нефтяное загрязнение отсутствует [Немировская, Титова, Храмова, 2021; Ильин, Усягина, Касаткина, 2015].

По данным авторов [Ильин, Усягина, Касаткина, 2015], распределение нефтяных АУВ (в 2015 г.) по акватории Карского моря варьируется от 0 до 0,04 мг/л, а в среднем составляет 0,02 мг/л, т. е. ниже уровня ПДК. В статье [Немировская, 2015] указано, что наиболее высокое содержание нефтяных АУВ приурочено к фронтальным зонам в устье р. Енисей (0,0048–0,093 мг/л), к западному жёлобу Св. Анны (0,0055–0,069 мг/л) и к Обской губе (до 0,325 мг/л). В самом море концентрации АУВ изменялись в среднем от 0,020 до 0,059 мг/л, что связано с таянием льда и паводком, по мнению авторов [Немировская, Флинт, 2022].

Происхождение УВ отражает состав n-алканов [Немировская, 2013]. Как в поверхностных, так и в придонных водах северо-восточной части Карского моря идентифицированы n-алканы в диапазоне C_{17} – C_{33} (рис. 4). В поверхностном горизонте на двух станциях (ст. 4, 10) не обнаружены алканы C_{32} и C_{33} (рис. 4Б). На станциях 2 и 14 зафиксирован гомолог C_{33} . На всех остальных станциях алканы определены в диапазоне C_{17} – C_{32} .

Содержание C_{33} в придонном горизонте обнаружено только на станции 2, в остальных пробах идентифицированы n-алканы в диапазоне C_{17} – C_{32} (рис. 4А).

Во всех пробах поверхностных и придонных вод доминировали высокомолекулярные гомологи. Практически на всех хроматограммах в низкомолекулярной области обнаружено повышение концентраций C_{17} — основного гомолога фитопланктона [Немировская, Титова, Храмова, 2021]. Максимальная концентрация C_{17} (0,006 мг/л) установлена в поверхностном слое воды на станции 8. На станциях 5, 11, 13 поверхностного горизонта отмечена высокая доля C_{21} . А в придонном горизонте преобладание алкана C_{21} наблюдалось на станциях 2 и 7. Высокое содержание гомолога C_{22} обнаружено в поверхностных водах практически на всех станциях, за исключением станций 3, 9, 12 и 14. В придонном горизонте гомолог C_{22} имел высокую концентрацию на всех станциях. Такие данные говорят о содержании как в поверхностных, так и в придонных водах продуктов биосинтеза фитопланктонных организмов, а также о микробной трансформации органических веществ [Немировская, 2013; Немировская, Титова, Храмова, 2021].

Максимальные концентрации приходились на гомологи C_{25} – C_{29} в высокомолекулярной части спектра (рис. 4). Нечётные соединения в данной области имеют преимущественно аллохтонное происхождение [Mead et al., 2005].

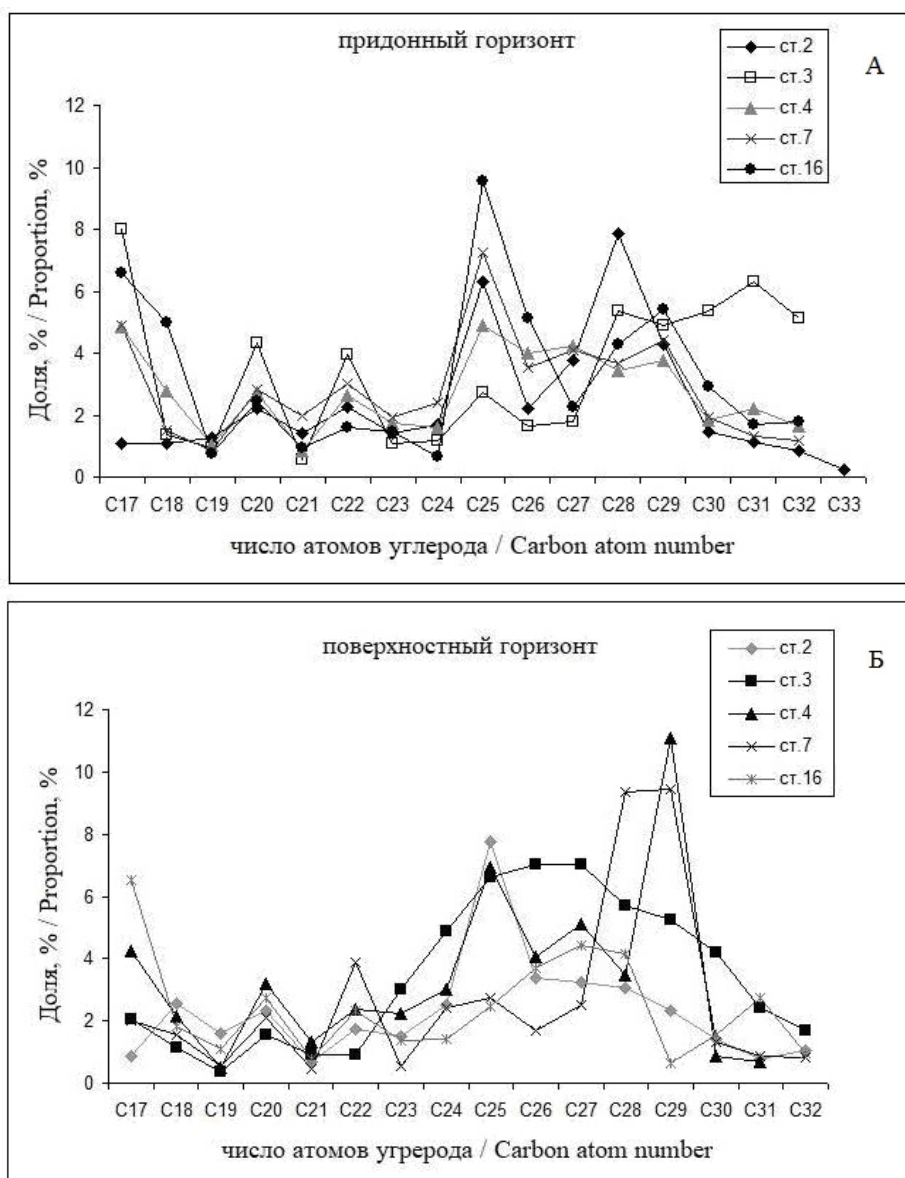


Рис. 4. Распределение *n*-алканов в водах придонного (А) и поверхностного (Б) горизонтов северо-восточной части Карского моря, лето 2022 г.

Анализ хроматограмм поверхностного и придонного горизонтов северо-восточной части Карского моря говорит о поступлении с суши аллохтонных соединений, а также о наличии в водах автохтонных веществ, образовавшихся в результате биодеструкции фитопланктонных организмов.

С целью дифференциации происхождения АУВ используют диагностические индексы. Для определения аллохтонного и автохтонного происхождения АУВ используют индекс *TAR* (соотношение отдельных соединений с нечётным числом атомов). Данный показатель варьировал в поверхностном горизонте от 0,125 до 5,71, а в придонном слое — от 1,12 до 3,13 (таблицы 2, 3). Средние значения индекса составили $2,24 \pm 1,60$ и $1,8 \pm 0,8$ соответственно. Данный маркер характеризует доминирование аллохтонного вещества, поступающего с суши. Это, вероятнее всего, связано с речным стоком, имеющим большое влияние на акваторию [Environmental hot ... , 2000; Лисицын, Купцов, 2003; Буренков, Гольдин, Кравчишина, 2010; Диагностический анализ ... , 2011].

Таблица 2

Содержание и диагностические индексы н-алканов вод придонного горизонта северо-восточной части Карского моря

№ ст. /station number	D	K	LWN/HWN	Paq	TAR	ACL	TMD	C ₃₁ /C ₁₉	СPI ₁	СPI ₂	C ₃₁ /C ₂₉
2	17-33	0,32	0,22	0,64	3,13	27	2,68	0,88	0,95	1,05	0,35
3	17-32	0,029	0,37	0,27	1,52	28,95	1,53	6,66	1,41	0,92	2
4	17-32	0,05	0,32	0,49	2	27,57	1,84	2	1,2	1,15	0,5
7	17-32	0,056	0,37	0,65	1,34	26,86	1,58	1,4	1,5	1,42	0,35
16	17-32	0,044	0,46	0,63	1,12	26,84	1,79	2,33	1,12	1,29	0,35

Примечание: D — диапазон идентифицированных н-алканов; K — суммарная концентрация идентифицированных н-алканов, мг/л.

Таблица 3

Содержание и диагностические индексы н-алканов вод поверхностного горизонта северо-восточной части Карского моря

№ ст. /station number	D	K	LWN/HWN	Paq	TAR	ACL	TMD	C ₃₁ /C ₁₉	СPI ₁	СPI ₂	C ₃₁ /C ₂₉
1	17-32	0,1	0,28	0,76	2,42	26,36	5,31	0,53	0,64	1,52	0,4
2	17-33	0,09	0,13	0,53	4,7	27,5	4,47	10	1,24	1,35	0,61
3	17-32	0,14	0,13	0,56	5,71	27,27	3,41	6	1,01	0,99	0,43
4	17-31	0,048	0,3	0,43	3,32	27,5	2,71	1,5	0,96	2,12	0,06
5	17-32	0,05	0,5	0,48	1	27,24	1,36	0,05	4,15	2,9	0,05
6	17-32	0,04	0,29	0,58	1,86	27,5	1,83	3,33	1,5	1,26	0,25
7	17-32	0,078	0,19	0,24	5,1	28,1	4,5	1,75	0,55	1,11	0,1
8	17-32	0,068	0,4	0,28	1,25	28,11	1,14	2,5	3,33	0,9	0,25
9	17-32	0,008	0,47	0,45	1,43	27,4	1,76	1	1,46	1,5	0,17
10	17-31	0,036	0,53	0,64	0,9	26,9	1,19	0,67	1,52	1,67	0,4
11	17-32	0,02	0,45	0,6	1,5	27	2	1,25	1,5	3,17	0,5
12	17-32	0,028	0,54	0,4	0,93	27,82	1,06	2	3,18	1,18	0,4
13	17-32	0,12	0,4	0,45	1,79	27,48	1,67	0,57	1,84	1,59	0,2
14	17-33	0,048	0,27	0,26	2,04	28,45	2,35	7,5	3,04	1,19	0,75
15	17-32	0,072	0,39	0,52	1,73	27,2	2,1	1,4	0,58	1,51	0,28
16	17-32	0,036	0,53	0,54	0,125	27,7	1,125	2,5	1,33	1,17	5

Примечание: D — диапазон идентифицированных н-алканов; K — суммарная концентрация идентифицированных н-алканов, мг/л.

Ещё одним маркером для идентификации аллохтонного и автохтонного происхождения АУВ является LWH/HWH (отношение низкомолекулярных алканов к высокомолекулярным). Данный показатель находился в диапазоне 0,13–0,54 в поверхностном слое воды и 0,22–0,46 в придонном слое (таблицы 2, 3). В среднем данный показатель составил $0,36 \pm 0,14$ и $0,35 \pm 0,09$ соответственно. Полученное значение во всех образцах было меньше 1, что свидетельствует о терригенном происхождении АУВ, поступающих в акваторию.

Важным показателем является соотношение C_{31}/C_{29} , которое позволяет оценить вклад биогенной составляющей соединений. Основной пик, связанный с древесной растительностью, выпадает на C_{29} , а с травянистой — на C_{31} [Ficken et al., 2000; Mead et al., 2005]. В поверхностном горизонте значение данного показателя на всех станциях, кроме ст. 16, ниже 1. А в придонном горизонте соотношение C_{31}/C_{29} также было ниже 1 на всех станциях, кроме ст. 3 (таблицы 2, 3). Исходя из полученных данных, можно заключить, что как в придонном, так и поверхностном горизонтах в составе аллохтонных компонентов преобладает древесная растительность. Объяснить преобладание древесных компонентов в составе аллохтонных соединений можно сильным влиянием рек на акваторию [Environmental hot ... , 2000; Лисицын, Купцов, 2003; Буренков, Гольдин, Кравчишина, 2010; Диагностический анализ ... , 2011]. С речным стоком поступают различные аллохтонные соединения, в том числе древесная растительность, которая впоследствии подвергается биоразложению.

Для идентификации генезиса алканов используют также среднюю длину углеводородной цепи ACL . Высокие значения ACL свидетельствуют о доминировании травянистой растительности в формировании АУВ [Huang et al., 2011]. При наличии нефтяного загрязнения значение ACL уменьшается [Jeng, 2006]. В поверхностных водах значение рассчитанного маркера варьировалось в пределах 26,36–28,45, что в среднем составило $27,45 \pm 0,51$ (таблица 3). В придонном слое значение индекса ACL колебалось в интервале 26,84–28,95, в среднем составляя $27,44 \pm 0,89$ (таблица 2). Рассчитанный маркер отображает примерно одинаковую роль травянистых и древесных растений в формировании АУВ поверхностных и придонных вод акватории. Также стоит отметить, что индекс ACL на всех исследуемых участках акватории был выше 0,5, что указывает на автохтонную природу АУВ.

Известно, что при трансформации нефти первыми исчезают лёгкие n -алканы, а содержание более устойчивых высокомолекулярных соединений увеличивается (Немировская, 2013). Поэтому соотношение именно n -алканов в высокомолекулярной области является более информативным для определения нефтяного загрязнения. Для выявления нефтяного и биогенного происхождения АУВ используют индекс нечётности CPI . При наличии нефтяного загрязнения отношение нечётных к чётным соединениям в высокомолекулярной области имеет значение, близкое к единице [Немировская, 2013; Sojinu et al., 2012].

Значения индекса CPI_2 , рассчитанного для высокомолекулярной области, в поверхностных водах колебалось от 0,9 до 3,17, а в придонном горизонте интервал составил 0,92–1,42 (таблицы 2, 3). В среднем значение индекса CPI_2 в поверхностном горизонте составило $1,57 \pm 0,64$, а для придонного горизонта — $1,17 \pm 0,20$. В поверхностных водах значение данного маркера на всех станциях, кроме ст. 3 и 8, было больше единицы, что указывает на биогенное происхождение АУВ. Биогенными источниками поступления АУВ в морскую воду являются процессы жизнедеятельности морских организмов [Немировская, 2013]. В придонном горизонте значения индекса CPI_2 на станциях 4, 7 и 16 больше единицы, что также указывает на биогенное происхождение АУВ. На остальных станциях (ст. 3, 8 поверхностного горизонта и ст. 2, 3 придонного горизонта) значения индекса приближались к единице, что является показателем наличия АУВ нефтяного происхождения.

В целом можно заключить, что концентрации АУВ достаточно велики: превышение ПДК в придонной воде зафиксировано в 40 % проб, в поверхностной — в 44 %, но в соответствии с рассчитанными диагностическими индексами большинство АУВ имеют автохтонное и аллохтонное происхождение.

Выводы

1. Суммарная концентрация АУВ на разных участках акватории в придонном горизонте колебалась от 0,029 до 0,32 мг/л, в поверхностном — от 0,008 до 0,14 мг/л. Содержание АУВ в открытых поверхностных водах Карского моря в среднем ($0,06 \pm 0,04$) мг/л, что незначительно превышает ПДК для нефтяных АУВ — 0,05 мг/л. А в придонном горизонте средняя концентрация АУВ составила ($0,10 \pm 0,05$) мг/л, что превышает ПДК в 2 раза. В поверхностном слое воды максимальная концентрация АУВ превышает ПДК в 3 раза, а в придонном — в 6 раз. Тем не менее статистический анализ показал отсутствие значимых отличий между содержанием АУВ в поверхностных и придонных горизонтах ($t_v = -0,624$; $p_v = 0,66$).

2. Распределение n-алканов на хроматограммах свидетельствует о смешанной природе АУВ. Повышенные уровни АУВ обусловлены наличием в водах продуктов биодеструкции фитопланктонных организмов и микробной трансформацией органических веществ. Рассчитанные диагностические индексы также указывают на смешанную природу АУВ: в воде обнаружены биогенные компоненты как автохтонного, так и аллохтонного происхождения.

3. Изменчивость в распределении АУВ в поверхностных и придонных водах северо-восточной части Карского моря обусловлена в основном природными процессами в результате жизнедеятельности морских организмов. Также высокое содержание АУВ может быть связано с таянием льдов, кокколитофоридным цветением и природным просачиванием нефти со дна.

Список литературы

1. Беленицкая Г. А. «Флюидное» направление литологии: состояние, объекты, задачи // Ученые записки Казанского университета. Сер.: Естественные науки. – 2011. – Т. 153, № 4. – С. 97–113.
2. Буренков В. И., Гольдин Ю. А., Кравчишина М. Д. Распределение концентрации взвеси в Карском море в сентябре 2007 г. по судовым и спутниковым данным // Океанология. – 2010. – Т. 50, № 5. – С. 842–849.
3. Деев М. Г. Карское море // Большая российская энциклопедия / науч.-ред. совет: Ю. С. Осипов (пред.) [и др.]. – Москва : БРЭ, 2009. – Т. 13. – С. 223.
4. Диагностический анализ состояния окружающей среды Арктической зоны Российской Федерации (Расширенное резюме) / отв. ред. Б. А. Моргунов. – Москва : Науч. мир, 2011. – 124 с.
5. Другов Ю. С., Родин А. А. Экологические анализы при разливах нефти и нефтепродуктов : практ. рук. – 3-е изд. – Москва : Лаборатория знаний, 2020. – 273 с.
6. Ильин Г. В., Усягина И. С., Касаткина Н. Е. Геоэкологическое состояние среды морей российского сектора Арктики в условиях современных техногенных нагрузок // Вестник Кольского научного центра РАН. – 2015. – № 2. – С. 82–93.
7. Климовский Н. В., Мохова О. Н., Чернова В. Г., Каргин М. В. Распределение загрязняющих веществ в водах Белого моря // Природные ресурсы, их современное состояние, охрана, промысловое и техническое использование : Материалы VIII Всерос. науч.-практ. конф., посвящ. ... на Камчатке (12–14 апр. 2017 г.) / Камчат. гос. техн. ун-т ; отв. за вып. Н. Г. Ключкова. – Петропавловск-Камчатский : КГТУ, 2017. – Ч. II. – С. 93–96.
8. Климовский Н. В., Чернова В. Г., Петракова И. В. Оценка содержания загрязняющих веществ в экосистеме кутовой части Онежского залива Белого моря // Загрязнение морской среды: экологический мониторинг, биоиндикация, нормирование / Рос акад. наук [и др.] ; отв. ред. Руднева И. И. – Севастополь : Колорит, 2018. – С. 111–115.

9. Кошелева В. А. Некоторые особенности распределения органического углерода в донных осадках арктического шельфа России // Известия Русского географического общества. – 2005. – Т. 137, № 6. – С. 26–34.
10. Леменкова П. А. Загрязнение акватории Баренцева моря нефтяными углеводородами // Нефть и газ Западной Сибири : Материалы междунар. науч.-техн. конф., посвящ. ... Косухина Анатолия Николаевича / Тюмен. гос. нефтегаз. ун-т ; отв. ред. П. В. Евтин. – Тюмень : ТюмГНГУ, 2015. – Т. I. – С. 113–118.
11. Лисицын А. П. Нерешенные проблемы океанологии Арктики // Опыт системных океанологических исследований в Арктике / Ин-т океанологии им. П. П. Ширшова ; ред. Лисицын А. П. – Москва : Науч. мир, 2001. – С. 31–74.
12. Лисицын А. П., Куницын В. М. Потоки осадочного вещества и углерода в маргинальном фильтре Енисея и в Карском море // Океанология. – 2003. – Т. 43, № 4. – С. 593–604.
13. Мохова О. Н., Климовский Н. В., Чернова В. Г., Мельник Р. А. О состоянии загрязненности вод Белого моря // Морские биологические исследования: достижения и перспективы : Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. ... станции, Севастополь, 19–24 сент. 2016 г. / Ин-т мор. биол. исслед. им. А. О. Ковалевского РАН [и др.] ; ред. А. В. Гаевская. – Севастополь : ЭКОСИ – Гидрофизика, 2016. – Т. 3. – С. 163–167.
14. Немировская И. А. Изменчивость концентраций и состава углеводородов во фронтальных зонах Карского моря // Океанология. – 2015. – Т. 55, № 4. – С. 552–562. – <https://doi.org/10.7868/S0030157415040127>
15. Немировская И. А. Нефть в океане (загрязнение и природные потоки) / под ред. А. П. Лисицына. – Москва : Науч. мир, 2013. – 432 с. – URL: https://www.rfbr.ru/rffi/ru/books/o_1917147 (дата обращения: 03.03.2023).
16. Немировская И. А., Артемьев В. А., Храмова А. В., Соломатина А. С. Углеводороды в водах и донных осадках морей Западной Арктики в период изменчивости ледового покрова // II Всероссийская научная конференция с международным участием «Мониторинг состояния и загрязнения окружающей среды. Экосистемы и климат арктической зоны», 25–27 ноября 2020 г. / Ин-т глобал. климата и экологии им. Ю. А. Израэля, Ин-т географии РАН. – Москва : [б. и., 2020 ?]. – С. 192–194.
17. Немировская И. А., Реджепова З. Ю., Лисицын А. П. Углеводороды поверхностных вод на транс-арктическом разрезе // Доклады Академии наук. – 2019. – Т. 486, № 3. – С. 345–349. – <https://doi.org/10.31857/S0869-56524863345-349>
18. Немировская И. А., Титова А. М., Храмова А. В. Углеводороды в водной толще и донных осадках Баренцева моря // Система Баренцева моря / Рос. акад. наук, Ин-т океанологии им. П. П. Ширшова ; отв. ред. А. П. Лисицын. – Москва : ГЕОС, 2021. – С. 531–547. – <https://doi.org/10.29006/978-5-6045110-0-8>
19. Немировская И. А., Флинт М. В. Особенности поведения органических соединений в воде и донных осадках в Карском море во время схода сезонного льда // Океанология. – 2022. – Т. 62, № 1. – С. 64–74. – <https://doi.org/10.31857/S0030157422010117>
20. Немировская И. А., Храмова А. В., Халиков И. С., Колтовская Е. В., Соломатина А. С. Углеводороды в воде и осадках Норвежского и Баренцева морей // Труды Карельского научного центра РАН. – 2021. – № 4. – С. 94–107. – <https://doi.org/10.17076/lim1382>
21. Нильссон А. Загрязнение Арктики: докл. о состоянии окружающей среды Арктики / АМАП. Прогр. аркт. мониторинга и оценки. – Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 1998. – 188 с.
22. Павленко Л. Ф., Барабашин Т. О., Жукова С. В., Кораблина И. В., Анохина Н. С., Клименко Т. Л., Экилик В. С. Компоненты нефтяного загрязнения в воде и донных осадках северо-восточной части российского Причерноморья // Океанология. – 2022. – Т. 62, № 1. – С. 75–84. – <https://doi.org/10.31857/S0030157422010129>

23. Патин С. А. Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы. – Москва : ВНИРО, 2008. – 507 с.
24. Руководство по химическому анализу морских вод : РД 52.10.243-92 / Федер. служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды ; разработ.: С. Г. Орадовский [и др.]. – Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 1993. – 264 с.
25. Титова А. М., Немировская И. А. Содержание углеводородов в воде и осадках Баренцева моря // Труды VI международной научно-практической конференции «Морские исследования и образование: MARESEDU – 2017», 30 октября – 2 ноября 2017 г. / Центр мор. исслед. МГУ. – Тверь : ПолиПРЕСС, 2017. – С. 185–189.
26. Ткаченко Ю. С., Тихонова Е. А. Качественный и количественный состав углеводородов донных отложений северо-восточной части Карского моря // Водные биоресурсы и среда обитания. – 2023. – Т. 6, № 3. – С. 15–29. – https://doi.org/10.47921/2619-1024_2023_6_3_15
27. Троцюк В. Я., Немировская И. А. Нефть в океане: загрязнение или естественный приток? // Природа. – 1985. – № 7. – С. 28–35.
28. Яблоков А. М. Авария под Усинском // Экологический мониторинг. – 1995. – № 1. – С. 8–10.
29. Blumer M., Guillard R. R. L., Chase T. Hydrocarbons of marine phytoplankton // Marine Biology. – 1971. – Vol. 8, iss. 3. – P. 183–189. – <https://doi.org/10.1007/BF00355214>
30. Duan Y. Organic geochemistry of recent marine sediments from the Nansha Sea, China // Organic Geochemistry. – 2000. – Vol. 31, iss. 2/3. – P. 159–167. – [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(99\)00135-7](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(99)00135-7)
31. Eglinton G., Hamilton R. J. Leaf epicuticular waxes // Science. – 1967. – Vol. 156, iss. 3780. – P. 1322–1335. – <https://doi.org/10.1126/science.156.3780.1322>
32. Environmental hot spots and impact zones of the Russian Arctic / Evseev A. V., Belousova A. P., Ivanov V. V. [et al.] ; ACOPS, GEF PDF-B Project no. GF/1100-99-13. – Moscow : UNEP, 2000. – 51 p.
33. Ficken K. J., Li B., Swain D. L., Eglinton G. An n-alkane proxy for the sedimentary input of submerged/floating freshwater aquatic macrophytes // Organic Geochemistry. – 2000. – Vol. 31, iss. 7/8. – P. 745–749. – [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00081-4](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00081-4)
34. Huang X., Meyers P. A., Wu W., Jia C., Xie S. Significance of long chain iso and anteiso monomethyl alkanes in the Lamiaceae (mint family) // Organic Geochemistry. – 2011. – Vol. 42, iss. 2. – P. 156–165. – <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2010.11.008>
35. Jeng W. L. Higher plant n-alkane average chain length as an indicator of petrogenic hydrocarbons contamination in marine sediments // Marine Chemistry. – 2006. – Vol. 102, iss. 3/4. – P. 242–251. – <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2006.05.001>
36. Mazurek M. A., Simoneit B. R. T. Characterization of biogenic and petroleum-derived organic matter in aerosols over remote, rural and urban areas // Identification and Analysis of Organic Pollutants in Air / Ed. by L. H. Keith. – Boston [et al.] : Butterworth Publ., 1984. – P. 353–370.
37. Mead R., Xu Yu., Chong J., Jaffé R. Sediment and soil organic matter source assessment as revealed by the molecular distribution and carbon isotopic composition of n-alkanes // Organic Geochemistry. – 2005. – Vol. 36, iss. 3. – P. 363–370. – <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2004.10.003>
38. Shikui Z. The distribution and environmental significance of n-alkanes in the Changjiang River estuary sediment // Acta Scientiae Circumstantiae. – 2008. – Vol. 28, iss. 6. – P. 1221–1226.
39. Silliman J. E., Schelske C. L. Saturated hydrocarbons in the sediments of Lake Apopka, Florida // Organic Geochemistry. – 2003. – Vol. 34, iss. 2. – P. 253–260. – [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00169-9](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00169-9)

40. Simoneit B. R. T. Characterization of organic constituents in aerosols in relation to their origin and transport: a review // International Journal of Environmental Analytical Chemistry. – 1986. – Vol. 23, iss. 3. – P. 207–237. – <https://doi.org/10.1080/03067318608076446>
41. Sojnu S. O., Sonibare O. O., Ekundayo O., Zeng E. Y. Assessing anthropogenic contamination in surface sediments of Niger Delta, Nigeria with fecal sterols and n-alkanes as indicators // Science of the Total Environment. – 2012. – Vol. 441. – P. 89–96. – <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.015>
42. Zhang S., Li S., Dong H., Zhao Q., Lu X., Shi J. An analysis of organic matter sources for surface sediments in the central South Yellow Sea, China: evidence based on macroelements and n-alkanes // Marine Pollution Bulletin. – 2014. – Vol. 88, iss. 1/2. – P. 389–397. – <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.064>

ASSESSMENT OF THE QUALITATIVE AND QUANTITATIVE COMPOSITION OF HYDROCARBONS IN THE WATER OF THE NORTH-EASTERN PART OF THE KARA SEA

Tkachenko Yu. S., Tikhonova E. A.

*A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation
e-mail: yulechkatkachenko.90@mail.ru*

Abstract: As part of the 50th voyage of the scientific research vessel «Akademik Boris Petrov», studies of organic pollution of surface and bottom waters of the northeastern part of the Kara Sea were conducted. The qualitative and quantitative composition of aliphatic hydrocarbons (AHC) was determined by gas chromatography on a «Crystal 5000.2» chromatograph with flame ionization detector. The total content and individual composition of AHC in the surface and bottom waters of the northeastern part of the Kara Sea have been studied. The content of AHC in the open surface waters of the Kara Sea is on average (0.06 ± 0.04) mg/l, which slightly exceeds the maximum permissible concentration (MPC) for petroleum hydrocarbons — 0.05 mg/l. And in the bottom horizon, the average concentration of AHC was (0.10 ± 0.05) mg/l, which exceeds the MPC by 2 times. In the surface layer of water, the maximum concentration of AHC exceeds the MPC by 3 times, and in the bottom horizon — by 6 times. Nevertheless, statistical analysis has shown that there are no significant differences between the content of AHC in the surface and bottom horizons. In general, it can be concluded that the concentrations of hydrocarbons in water are quite high, exceeding the maximum permissible concentration in 44 % of samples in the surface layer of water and in 40 % of samples in the bottom layer, however, in accordance with the calculated markers (CPI₂, ACL, LWH/HWH, TAR and C₃₁/C₂₉), it was found that AHC have a mixed nature.

Keywords: aliphatic hydrocarbons, diagnostic indices, oil pollution, sea water, Kara Sea.

Сведения об авторах

Тихонова Елена Андреевна кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник, руководитель лаборатории хемозологии, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, Севастополь, 299011, Российская Федерация, tihonoval@mail.ru

Ткаченко Юлия Сергеевна младший научный сотрудник лаборатории хемозологии, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, Севастополь, 299011, Российская Федерация, yulechkatkachenko.90@mail.ru

*Поступила в редакцию 06.04.2023 г.
Принята к публикации 10.11.2023 г.*

DISTRIBUTION OF POLONIUM-210 BETWEEN DISSOLVED AND SUSPENDED PHASES IN CRIMEAN LAKES WITH DIFFERENT SALINITY ***Korotkov A. A., Mirzoeva N. Yu., Proskurnin V. Yu., Miroshnichenko O. N.***A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation,
e-mail: oksaniya_89@mail.ru*

Abstract: The paper presents the results of monitoring of the natural radionuclide polonium-210 (^{210}Po) in nine salt lakes, located in different regions of the Crimean Peninsula, carried out in 2020–2021. The purpose of the research was to study the features of ^{210}Po distribution between dissolved and suspended phases in the waters of Crimean lakes, characterized by different salinity values. Polonium-210 activity concentrations were determined using radiochemical techniques and alpha-spectrometric measurements. Dissolved ^{210}Po activity concentrations varied from 1.2 to 22.9 mBq·L⁻¹ in lakes of different salinity, with the highest values obtained in hypersaline lakes. Concentrations of ^{210}Po in suspended matter were relatively high and did not depend on the salinity of the medium. The highest ^{210}Po activity concentration on suspended matter was obtained in the brackish water lake Kyzyl-Yar — 411.7 Bq·kg⁻¹ dry weight. Polonium associated with suspended matter is, most likely, the main form of ^{210}Po entering the studied lakes. ^{210}Po Partitioning Coefficients between dissolved and particulate phases varied in a range of $10^3 \div 10^5$ kg/L.

Keywords: polonium-210 (^{210}Po), distribution, lake, saline, hypersaline, Crimea.

Introduction

On the territory of the Crimean Peninsula there are a large number of lakes with a wide range of their water mineralization — from 0 to 400 g·L⁻¹ [Anufrieva, Shadrin, Shadrina, 2017]. Most of them are saline and hypersaline water bodies of continental and marine type [Balushkina et al., 2005; Balushkina et al., 2009]. And in most of them unique ecosystems with specific structure of communities of living organisms have developed under conditions of a peculiar hydrochemical regime [Balushkina et al., 2009; Bulyon, Anohina, Arakelova, 1989; Shadrin et al., 2004; Anufrieva, Shadrin, Shadrina, 2017; Anufrieva, Shadrin, 2018; Shadrin, Anufrieva, 2020]. Many Crimean lakes are objects of recreational and economic activities, in particular, a number of bioproducts used in the chemical industry, agriculture, aquaculture, and medicine are produced in them [Pasinkov, Sotskova, Chaban, 2014; Sockova et al., 2017]. The high salinity level of the water in salt lakes is known to be mainly result of intense water evaporation (especially in summer), which usually leads to an increase in the concentration of many chemical elements, including radioactive ones [Bulyon, Anohina, Arakelova, 1989; Balushkina et al., 2005]. In this regard, studies of the Crimean lakes, including radioecological research, seem to be very relevant.

The naturally occurring radionuclide ^{210}Po is of special interest in the study of the radioactivity of the aquatic environments, primarily due to its high radiological significance. ^{210}Po known to make the greatest contribution to the formation of background radiation dose loads on aquatic biota [Cherry, Shannon, 1974; Cherry, Heyraud, 1982; Carvalho, 1997; Aarkrog et al., 1997; The environmental behaviour ... , 2017]. It has been established that in the absence of accidental releases of radionuclides into the aquatic environment (for example, as a result of emergencies at industrial radiation facilities), the contribution of ^{210}Po to the total dose received by hydrobionts can be up to 60 %, and in some cases even more [Effects of ionizing ... , 1992; Aarkrog et al., 1997; The environmental behaviour ... , 2017].

*The research was carried out within the framework of the state assignment for the IBSS "Molismological and biogeochemical bases of homeostasis of marine ecosystems" (State registration number of the state assignment 121031500515-8).

^{210}Po half-life (138.4 days) is the highest among the seven natural polonium isotopes being continuously formed in the decay chains of three naturally occurring radioactive series [The environmental behaviour ... , 2017]. At the same time, the only radiation being produced by the decay of ^{210}Po is the high-energy α -particles (5.305 MeV) with a high ionizing ability. These features of ^{210}Po , as well as its ability to be accumulated in the organs and tissues of aquatic organisms, allow this radionuclide to generate relatively high doses of internal irradiation for hydrobionts [Cherry, Shannon, 1974; Aarkrog et al., 1997; The environmental behaviour ... , 2017].

The main sources of ^{210}Po entering continental water bodies (lakes, in particular) are: atmospheric fallout of resuspended dust or aerosols, river and terrigenous runoff, in situ decay of parent isotopes (in particular, ^{226}Ra in sediments and ^{222}Rn emanated from them), as well as anthropogenic sources concerned, mainly, with the extraction and processing of phosphate and uranium ores, as well as gas and oil production [Baxter, 1996; Management of radioactive waste ... , 2002; Radiation protection and ... , 2003; Othman, Al-Masri, 2007; The environmental behaviour ... , 2017].

Polonium entering the aquatic environment is usually being involved in the biogeochemical processes in particulate form associated mainly with suspended organic matter [Wildgust, McDonald, White, 1998; The environmental behaviour ... , 2017]. In the coastal zone of the seas and in small inland basins, up to 99 % of polonium can be retained by the suspended organic matters [Wildgust, McDonald, White, 1998]. With the suspended organic particles settling, polonium is eliminated from the water column to bottom sediments [Wei, Murray, 1994; Lazorenko, Polikarpov, Osvath, 2009; The environmental behaviour ... , 2017]. Such behavior of polonium gives the reason to consider it as one of the most informative indicators of biosedimentation processes in various freshwater and marine ecosystems [Rutgers van der Loeff, Geiber, 2008]. However, a change in the redox conditions in ecosystem can have a significant impact on the redistribution of ^{210}Po in a water body [Figgins, 1961]. Thus, under the anoxic conditions, polonium can diffuse from bottom sediments into water column along with its carriers — iron and manganese [Kim et al., 2005; Benoit, Hemond, 1990]. A certain influence on the behavior of polonium can be induced by the activity of benthic microorganisms as well. Moreover, the possible acceleration of polonium release from bottom sediments as a result of bacterial activity was noted [Momoshima et al., 2001; Momoshima et al., 2002].

The relevance and novelty of the ongoing research lies in the fact that there is a rather limited set of published information [Cherry, Shannon, 1974; Cherry, Heyraud, 1982; Aarkrog et al., 1997; Carvalho, 1997] regarding the behavior of polonium in freshwater lakes and published data on saline (and especially hypersaline) lakes is almost absent.

The aim of the research was to study the features of the natural radionuclide ^{210}Po distribution between dissolved and suspended matter in the lakes of Crimea, depending on the levels of salinity of the water bodies environment. For Crimean lakes Kuchuk-Adzhigol (Kerch group of lakes) and Yarylgach (Tarkhankut group) such study is carried out for the first time.

To achieve the established goal, the following tasks were solved within the work:

- determination of ^{210}Po activity concentrations in dissolved and suspended matter in a number of continental lakes of the Crimea;
- calculation of ^{210}Po Partition Coefficients (K_d) between the dissolved and suspended phases and carrying out of comparative analysis of the data obtained;
- investigation on the influence of salinity changes on the value of the Distribution Coefficient.

Material and method

The material for the work was sampled during one- and two days expeditions to a number of lakes located in different parts of the Crimean Peninsula (Fig. 1).

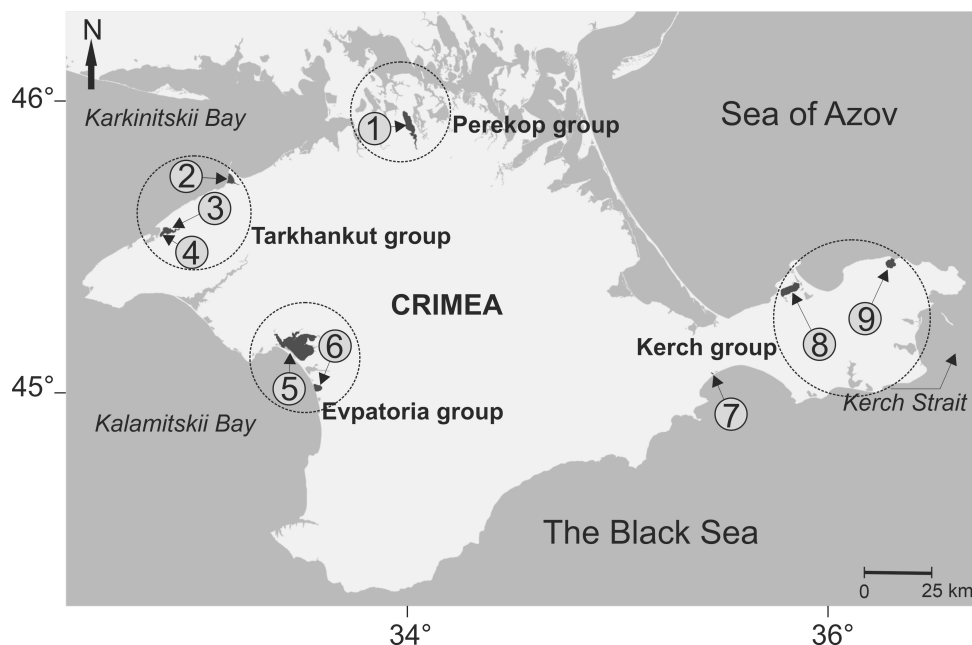


Fig. 1. The layout of the studied lakes of the Crimean Peninsula: 1 — Kirleutskoye; 2 — Bakalskoye; 3 — Dgharylgach; 4 — Yarylgach; 5 — Sasyk-Sivash; 6 — Kyzyl-Yar; 7 — Kuchuk-Adghigol; 8 — Aktashskoye; 9 — Chokrakskoye

Expeditions were carried out during 2020–2021. Lakes surface water in volume of 5÷20 L was sampled for ^{210}Po analysis. Water samples were conditioned with 36 % hydrochloric acid to pH 2 immediately after sampling. The sampled material was transferred as soon as possible to the laboratory for further treatment. A total of 26 samples of water and suspended matter were taken. The optical refractometer was applied to determine of water samples salinity.

The water sample was separated from the suspended matter by filtration through membranes with a porosity of 0.5 μm . Co^{+2} and Fe^{+3} were added to the filtrate as Po carriers, and then the dissolved polonium was coprecipitated by adding 0.3 g of ammonium pyrrolidine dithiocarbamate (APDC) [Determination of ^{210}Po and ... , 2001]. The precipitate was separated by filtration (through Wathman GF/A filter) and dried at room temperature. Polonium was separately determined in the filtered particulate matter.

The prepared material of precipitates and suspended matter was treated with concentrated hydrochloric (36 % HCl, high pure) and nitric (65 % HNO_3 , high pure) acids, hydrogen peroxide (30 % H_2O_2 , high pure) with heating to destroy the sample. The insoluble residue was separated by filtration. The solution was evaporated and the residue was dissolved in 0.3 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ HCl. Polonium from this solution was isolated by spontaneous precipitation onto a silver disc. Precipitation was carried out for 3.5÷4 hours at a temperature of +85 °C. Upon completion of the process, the silver disc was washed with distilled water, dried at room temperature, and used as a counting sample for α -spectrometry [Determination of ^{210}Po and ... , 2001]. The chemical yield of polonium was determined with isotopic pure ^{208}Po ($E_\alpha = 5.114 \text{ MeV}$) added to each sample before lab treatment as tracer. Polonium yield for all measured samples was 85÷90 %.

Spectrometric measurements of the counting sources were carried out on the basis of the Department of Continental Radioecology of the Institute of Plant and Animal Ecology of the Ural Branch of Russian Academy of Sciences (biophysical station, Zarechny, Sverdlovsk region, Russia). An alpha-spectrometric complex based on OCTETE Plus with MAESTRO MCA and AlphaVision software (ORTEC — Ametek, USA) was used.

The ^{210}Po activity concentrations in the samples were calculated according to the generally accepted technique [Radiochemistry procedures manual, 1984], the results were expressed in $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ dry weight (d. w.) for particulate matter and in $\text{mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ for dissolved matter concentrations. The uncertainty of alpha spectrometric measurements was calculated from the value of one standard deviation (1σ counting error). The error of measurements did not exceed 15 %. Statistical analysis of the results was carried out using generally accepted methods [Urbakh, 1964].

The distribution of ^{210}Po between the dissolved and suspended phases in water was estimated by calculation of the Distribution Coefficient (K_d) [The environmental behaviour ... , 2017] using the following equation:

$$K_d = \frac{\text{Po activity concentration in suspended matter, Bq} \cdot \text{kg}^{-1}}{\text{Po activity concentration in water, Bq} \cdot \text{l}^{-1}}$$

Results and discussion

The results of ^{210}Po determination in dissolved and particulate matter samples taken in Crimean salt lakes in 2020–2021 are presented in Table 1.

Table 1

Activity concentrations of ^{210}Po in water and suspended matter of Crimean salt lakes in 2020–2021

Lake	Sampling date, dd.mm.yyyy	Salinity, ‰	^{210}Po (diss.), %		^{210}Po (susp.), %		K _d , kg/L
			mBq·L ⁻¹	±1σ	Bq·kg ⁻¹ d. w.	±1σ	
Sasyk-Sivash	04.05.2021	310	12.7	1.7	360.9	79.4	2.8·10 ⁴
Dgharylgach	23.04.2021	110	4.4	0.3	47.3	9.5	1.1·10 ⁴
Yarylgach	23.04.2021	70	2.4	0.2	10.6	1.6	4.5·10 ³
Bakalskoye	23.04.2021	50	4.0	0.4	73.9	8.9	1.9·10 ⁴
Chokrakskoye	30.06.2021	140	20.0	1.4	126.5	27.8	6.3·10 ³
Aktashskoye	01.07.2021	172	2.8	0.3	20.7	4.6	7.4·10 ³
Kuchuk-Adzhigol	01.07.2021	3	2.2	0.5	347.4	76.4	1.6·10 ⁵
Kyzyl-Yar	04.05.2021	8	1.5	0.3	411.7	82.3	2.8·10 ⁵
Sasyk-Sivash	17.06.2020	350	11.4	2.3	215.7	23.7	1.5·10 ⁴
Dgharylgach	17.06.2020	140	5.4	1.2	87.7	12.3	1.6·10 ⁴
Yarylgach	17.06.2020	100	2.9	0.6	56.7	6.2	1.9·10 ⁴
Kirleutskoye	20.07.2020	265	22.9	4.6	44.4	4.2	1.9·10 ³
Kyzyl-Yar	26.06.2020	8	1.2	0.3	13.8	1.5	1.1·10 ⁴

The data presented in table 1 show the relatively high activity concentrations (compared to the other studied lakes) of dissolved ^{210}Po in 2020–2021 observed only in water of three hypersaline lakes: Sasyk-Sivash (located in the Evpatoria group) — 12.7 $\text{mBq}\cdot\text{L}^{-1}$, Kirleutskoye (Perekopsk group) — 22.9 $\text{mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ and Chokrakskoye (Kerch group) — 20.0 $\text{mBq}\cdot\text{L}^{-1}$. For other salt lakes such values varied mainly within the range of 2÷6 $\text{mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ (table 1). The lowest concentrations of polonium were noted in the water of brackish water lakes Kyzyl-Yar and Kuchuk-Adzhigol — 1.2÷1.5 and 2.2 $\text{mBq}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively.

Comparison of results obtained in 2020–2021 with the data of 2018 [Mirzoeva et al., 2020] showed that changes in polonium concentration in water of different lakes were multidirectional (Fig. 2).

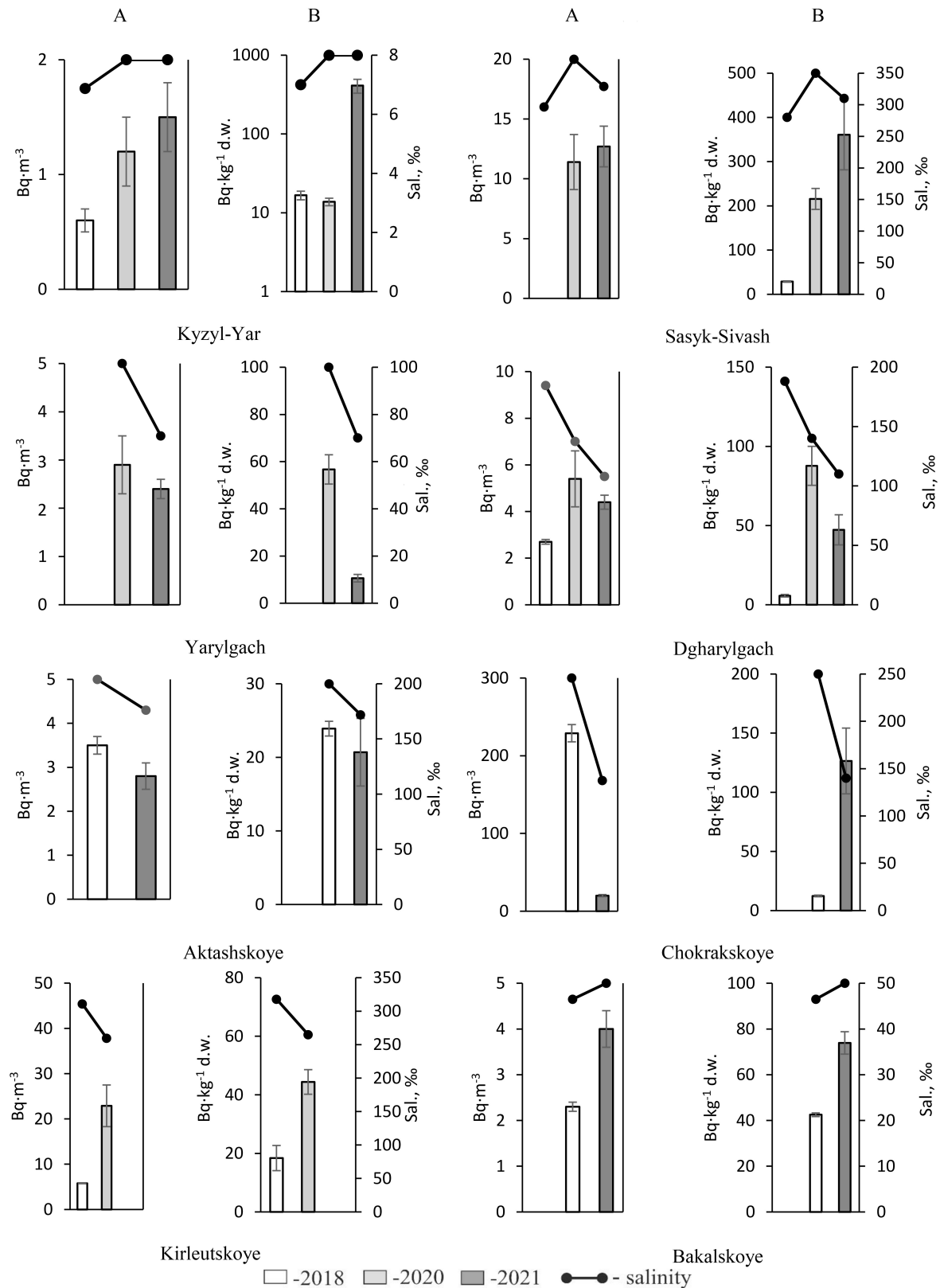


Fig. 2. ^{210}Po concentrations in filtered ($0.5\ \mu\text{m}$) water (A) and suspended particles (B) of Crimean salt lakes. Data for 2018 cited on [Mirzoeva et al., 2020]

The maximum ^{210}Po concentration in dissolved phase for the entire period of our research was recorded in Lake Chokraskoye (Kerch group) in 2018: over $200 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$. Despite the fact that in 2021 this value in the lake decreased by an order of magnitude, it still exceeded ^{210}Po concentration in most of the studied lakes (Fig. 2A). At the same time, the concentration of ^{210}Po in suspended matter in the lake increased over this period by an order of magnitude, from 12.4 to $126.5 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ of dry weight (Fig. 2B). It should be noted that in 2021, there was a rather significant decrease in water salinity of lake Chokraskoye, compared to 2018 — from 260 [Mirzoeva et al., 2020] to 140 ‰ (table 1).

In the brackish water Lake Kyzyl-Yar (Evpatoria group) ^{210}Po concentrations in 2021 increased compared to 2018 both in dissolved and suspended forms, and in the last one it was very significant: more than 30 times (Fig. 2B). During the same period, an increase in salinity of Kyzyl-Yar water from 3 to 8 ‰ was recorded. A similar situation was observed in another water body of the Evpatoria group — the hypersaline part of Lake Sasyk-Sivash, where, along with an increase in salinity from 280 ‰ in 2018 to 310–350 ‰ in 2020–2021, the concentration of ^{210}Po in particulate matter increased from 28.9 to $360.9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ d. w. respectively (Fig. 2B).

Among the lakes of the Tarkhankut group, an increase in ^{210}Po concentration in water during 2018–2021 was noted only in Lake Bakalskoye. The concentrations of ^{210}Po in the lake in both dissolved and suspended phases almost doubled: from 2.3 to $4.0 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ and from 42.5 to $73.9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ d. w., respectively. In this lake, during the mentioned period, there was also some increase in water salinity observed: from 46 to 50 ‰. In another lake of the Tarkhankut group, Dzharylgach, in 2020, an increase in ^{210}Po concentration in dissolved and suspended forms was noted when compared with 2018. In 2021, ^{210}Po concentration in this lake, on the contrary, slightly decreased. For the dissolved polonium the difference was quite small (it did not exceed the measurement uncertainty), while for the particulate polonium the decrease was more than twofold (Fig. 2). The same situation was observed for Lake Yarylgach, located near Dzharylgach, but the decrease in the particulate ^{210}Po concentration from 2020 to 2021 was more significant (5 times). A decrease in water salinity was noted during this period in both basins (table 1).

A significant increase in the concentration of ^{210}Po in both dissolved (almost 4 times) and suspended (2.4 times) forms in 2020, compared with those in 2018, was recorded in Lake Kirlautskoye, located in the northern part of the Crimean Peninsula (Perekopsk group) (Fig. 2). During the observation period salinity of water in the lake decreased from 310 ‰ (in 2018) to 265 ‰ (in 2020).

In general, since the beginning of our research in 2018, in most of the studied lakes an increase in the concentrations of polonium has been observed for both of its forms: dissolved and associated with suspended matter. The only exclusions were the two lakes from Kerch group — Chokraskoye and Aktashskoye (Fig. 2).

It was noted that the concentration activity of ^{210}Po in the dissolved phase in water bodies with low salinity was in most cases lower than that in saline and hypersaline ones. Correlation Coefficients (r) were calculated to identify the presence or absence of a relationship between the water salinity and the activity concentration of ^{210}Po in dissolved and suspended matter. Value of r we obtained was equal to 0.67 for the dissolved ^{210}Po which definitely indicates a significant positive relationship between the ^{210}Po activity concentration of polonium in dissolved phase and the water salinity. On the contrary, no such relationship was found for polonium associated with suspended matter (correlation coefficient was as low as 0.06).

Thus, it was determined that the increase of water salinity in studied lakes in most cases contributes to increasing of ^{210}Po activity concentration in the dissolved phase of its water. At the same time, the absence of observed correlation between salinity value and the ^{210}Po activity concentration

on the suspended matter is apparently explained by the difference of the inflow of ^{210}Po with suspended particles in each individual bodies. ^{210}Po redistribution processes (from suspended to dissolved phase) occurs then in this water bodies. As known up to 99 % of total ^{210}Po in aquatic media associated with suspended matter [Rutgers van der Loeff, Geiber, 2008; The environmental behaviour ... , 2017] i. e. its rate there is much higher than in the dissolved phase. Therefore, even a poor transfer of polonium from suspended to dissolved phase, induced by the salinity changes in the studied water bodies, may contribute a rather significant increase of the dissolved ^{210}Po activity concentrations.

Taking into account the correlation analysis results given above, the more intensive annual ingrowth of particulate ^{210}Po concentrations against the dissolved ones obtained in some lakes (table 1, Fig. 2) must indicating the entry of ^{210}Po to the studied basins mostly in a form associated with suspended matter. Similar ^{210}Po distribution was described for some other hypersaline, saline and freshwater lakes [Kim et al., 2005; Yadav, Sarin, 2009; The environmental behaviour ... , 2017].

As most of the studied lakes are located on the coast of the Black and Azov Seas, the results of the study were compared with the data (our own and published by other authors) on ^{210}Po content in the coastal waters of these seas. ^{210}Po concentration in the dissolved phase in the Black Sea water was shown to vary in a range of $0.4\div 2 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ with the average value about $0.7 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ [Lazorenko, 2008; Lazorenko, Polikarpov, Osvath, 2009]. For the water of the Sea of Azov (in the area of the Kerch Peninsula), the similar results were obtained: $0.6\div 0.8 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ of dissolved ^{210}Po with enhancement up to $1 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ in the area adjacent to Sivash Bay. So, the minimum and maximum concentrations of ^{210}Po in the Crimean lakes were determined to be $3\div 10$ times higher than those for the Black and Azov Seas, which is highly likely to indicate the accumulation of this radionuclide in the ecosystems of the drainless Crimean lakes over time.

The Distribution Coefficient (K_d) of ^{210}Po between dissolved and suspended matter for marine areas varied over a relatively wide range of $n\cdot 10^3\div n\cdot 10^4$. In particular, for the coastal waters of the Black Sea, the average value of K_d was about $2\cdot 10^4$ [Lazorenko, 2000; Lazorenko, 2008]. The calculated K_d values for ^{210}Po in water of the Crimean lakes were vary even in a wider range: $n\cdot 10^3\div n\cdot 10^5$. Moreover, the highest K_d values of the range were obtained in the lakes with the lowest salinity of the environment (on average, 3.3 times less than the salinity of the sea waters). Quite similar values of the ^{210}Po distribution coefficients obtained in the seas and lakes of Crimea can be explained by similar mechanisms of this radionuclide sorption on suspended matter in the basins studied. As known Distribution Coefficient mainly influenced by salinity, pH and redox potential values. We took into account only impact of salinity in this study because of rather close values of last two indicators (pH and redox) whereas the salinity varied significantly in studied lakes. Therefore, the wide range in K_d values calculated for ^{210}Po on suspended matter in the different lakes and seas are probably explained by a variety of physicochemical factors (see above), with the salinity being the one of key factors, since its increasing seems to shift the sorption equilibrium of polonium to its transforming into the dissolved form. In our case salinity factor is obviously most significant to ^{210}Po distribution in Crimean lakes waters.

Generally, it was concluded that the behavior of polonium in suspended phase is significantly affected not only by the salinity of the lakes environment, but also by other factors, the change of which contributes to the migration of polonium between particulate and dissolved phases in both directions. In order to distinguish and quantitatively describe such effects, the continuing of the ongoing studies is necessary.

Conclusions

The radioecological monitoring of the natural radionuclide ^{210}Po in dissolved and suspended matter of several lakes of Crimea, mainly saline and hypersaline, was carried out for the first time.

The activity concentration of the dissolved form of ^{210}Po in water of the Crimean lakes in 2020–2021 varied within the quite wide range — $0.6\div 22.9 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$. Enhanced concentrations of ^{210}Po are noted in lakes with high water salinity. The activity concentration of ^{210}Po in water of the salt lakes exceeds that for the adjacent coastal waters of the Black and Azov Seas. The minimum and maximum ^{210}Po concentrations in the Crimean lakes were from 3 to 10 times higher than those for the Black and Azov Seas, which seems indicate the accumulation of this radionuclide in the ecosystem of the drainless Crimean lakes over time. Polonium associated with suspended matter is, most likely, the main form of ^{210}Po entering the studied lakes.

Absence of relationship between the variability of the salinity value and the ^{210}Po activity concentration in the suspended phase is shown.

The distribution coefficients of ^{210}Po between the dissolved and suspended phases were found to vary in the range of $n\cdot 10^3\div n\cdot 10^5$. Although significant variability of the obtained K_d values for ^{210}Po on suspended matter can be caused by many factors (influencing the process of polonium sorption), present study showed that in studied lakes water salinity may be one of the key factors caused the variability of the ^{210}Po Distribution Coefficient rate.

References

1. Aarkrog A., Baxter M. S., Bettencourt A. O., Bojanowski R., Bologna A., Charmasson S., Cunha I., Delfanti R., Duran E., Holm E., Jeffree R., Livingston H. D., Mahapanyawong S., Nies H., Osvath I., Pingyu L., Povinec P. P., Sanchez A., Smith J. N., Swift D. A comparison of doses from ^{137}Cs and ^{210}Po in marine food: a major international study // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1997. – Vol. 34, iss. 1. – P. 69–90. – [https://doi.org/10.1016/0265-931X\(96\)00005-7](https://doi.org/10.1016/0265-931X(96)00005-7)
2. Anufrieva E. V., Shadrin N. V., Shadrina S. N. History of research on biodiversity in Crimean hypersaline waters // *Arid Ecosystems*. – 2017. – Vol. 7, nr 1. – P. 52–58. – <https://doi.org/10.1134/S2079096117010036>
3. Anufrieva E. V., Shadrin N. V. Diversity of fauna in Crimean hypersaline water bodies // *Journal of Siberian Federal University. Biology*. – 2018. – Vol. 11, nr 4. – P. 294–305. – <https://doi.org/10.17516/1997-1389-0073>
4. Balushkina E. V., Golubkov S. M., Golubkov M. S., Litvinchuk L. F., Shadrin N. V. Characteristic features of ecosystems of hyperhaline lakes of the Crimea // *Proceedings of the Zoological Institute of the Russian Academy of Sciences*. – 2005. – Vol. 308. – P. 5–13 (in Russ.).
5. Balushkina E. V., Golubkov S. M., Golubkov M. S., Litvinchuk L. F., Shadrin N. V. Effect of abiotic and biotic factors on the structural and functional organization of the saline lake ecosystems // *Zhurnal obshchei biologii*. – 2009. – Vol. 70, nr 6. – P. 504–514 (in Russ.).
6. Baxter M. S. Technologically enhanced radioactivity: an overview // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1996. – Vol. 32, iss. 1/2. – P. 3–17. – [https://doi.org/10.1016/0265-931X\(95\)00076-M](https://doi.org/10.1016/0265-931X(95)00076-M)
7. Benoit G., Hemond H. F. Polonium-210 and lead-210 remobilization from lake sediments in relation to iron and manganese cycling // *Environmental Science and Technology*. – 1990. – Vol. 24, iss. 8. – P. 1224–1234. – <https://doi.org/10.1021/es00078a010>

8. *Bulyon V. V., Anohina L. E., Arakelova E. S.* Primary production of the hypersaline lakes of the Crimea // Proceedings of the Zoological Institute / USSR Academy of Sciences. – Leningrad : Izd-vo Akad. nauk SSSR, 1989. – Vol. 205. – P. 14–25 (in Russ.).
9. *Carvalho F. P.* Distribution, cycling and mean residence time of ^{226}Ra , ^{210}Pb and ^{210}Po in the Tagus estuary // Science of the Total Environment. – 1997. – Vol. 196, iss. 2. – P. 151–161. – [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(96\)05416-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(96)05416-2)
10. *Cherry R. D., Heyraud M.* Evidence of high natural radiation doses in certain mid-water oceanic organisms // Science. – 1982. – Vol. 218, iss. 4567. – P. 54–56. – <https://doi.org/10.1126/science.7123217>
11. *Cherry R. D., Shannon L. V.* The alpha radioactivity of marine organisms // Atomic Energy Review. – 1974. – Vol. 12, iss. 1. – P. 3–45.
12. Determination of ^{210}Po and ^{210}Pb in mussel, fish, sediment, petroleum // Procedures for determination of $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{237}Np , $^{234,238}\text{U}$, $^{228,230,232}\text{Th}$, ^{99}Tc and ^{210}Pb - ^{210}Po in environmental materials / Chen Q. J. [et al.] ; RISØ Nat. Lab. – Denmark : Pitney Bowes Management Services, 2001. – P. 27–29.
13. Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards / IAEA // IAEA. – 1992. – URL: <https://www.iaea.org/publications/search?keywords=Effects+of+Ionizing+Radiation+on+Plants+and+Animals+at+Levels+Implied+by+Current+Radiation+Protection+Standards&Search=Search> (accessed date: 12.05.2022).
14. *Figgins P. E.* The radiochemistry of polonium : NAS – NS 3037 / Nat. Acad. of Science, Nat. Research Council. – USA : [s. n.], 1961. – 74 p. – (Nuclear science series).
15. *Kim G., Kim S.-J., Harada K., Schultz M. K., Burnett W. C.* Enrichment of excess ^{210}Po in anoxic ponds // Environmental Science and Technology. – 2005. – Vol. 39, iss. 13. – P. 4894–4899. – <https://doi.org/10.1021/es0482334>
16. *Lazorenko G. E.* Accumulation of ^{210}Po by the Black Sea bottom sediments // Dopovidi Natsional'noi akademii nauk Ukrainy. – 2000. – № 9. – P. 203–207 (in Russ.).
17. *Lazorenko G. E.* Distribution of natural radionuclide ^{210}Po in components of the Black Sea ecosystem // Radioecological response of the Black Sea to the Chernobyl accident / ed. by G. G. Polikarpov, V. N. Egorov. – Sevastopol : EKOSEA–Hydrophysics, 2008. – P. 311–313 (in Russ.).
18. *Lazorenko G., Polikarpov G., Osvath I.* ^{210}Po accumulation by components of the Black Sea ecosystem // Radioprotection. – 2009. – Vol. 44, iss. 5. – P. 981–986. – <https://doi.org/10.1051/radiopro/20095175>
19. Management of radioactive waste from the mining and milling of ores / IAEA // IAEA. – 2002. – URL: <https://www.iaea.org/publications/search?keywords=Management+of+Radioactive+Waste+from+the+Mining+and+Milling+of+Ores> (accessed date: 12.05.2022).
20. *Mirzoeva N. Yu., Korotkov A. A., Cogan S., Trapeznikov A. V., Lazorenko G. E.* ^{210}Po in Crimean salt lakes // Journal of Environmental Radioactivity. – 2020. – Vol. 219. – Art. 106270. – <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106270>
21. *Momoshima N., Song L.-X., Osaki S., Maeda Y.* Biologically induced Po emission from fresh water // Journal of Environmental Radioactivity. – 2002. – Vol. 63, iss. 2. – P. 187–197. – [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(02\)00028-0](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(02)00028-0)

22. Momoshima N., Song L.-X., Osaki S., Maeda Y. Formation and emission of volatile polonium compound by microbial activity and polonium methylation with methylcobalamin // *Environmental Science and Technology*. 2001. – Vol. 35, iss. 14. – P. 2956–2960. – <https://doi.org/10.1021/es001730+>
23. Othman I., Al-Masri M. S. Impact of phosphate industry on the environment: a case study // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2007. – Vol. 65, iss. 1. – P. 131–141. – <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2006.06.014>
24. Pasinkov A. A., Sotskova L. M., Chaban V. I. Environmental problems of conservation and sustainable use balneological resources of salt lakes of the Crimea // *Scientific Notes of the V. I. Vernadsky Taurida National University. Geography*. – 2014. – Vol. 27, № 2. – P. 97–117 (in Russ.).
25. Radiation protection and the management radiation protection of radioactive waste in the oil and gas industry / IAEA // IAEA. – 2003. – URL: <https://www.iaea.org/publications/6747/radiation-protection-and-the-management-of-radioactive-waste-in-the-oil-and-gas-industry> (accessed date: 12.05.2022).
26. Radiochemistry procedures manual : EPA 520/5-84-006 / Eastern Environmental Radiation Facility ; comp. and ed. by R. Lieberman. – Washington : U. S. Environmental Protection Agency, 1984. – 247 p.
27. Rutgers van der Loeff M. M., Geiber W. U- and Th-series nuclides as tracers of particle dynamics, scavenging and biogeochemical cycles in the oceans // *U/Th series nuclides in aquatic systems* / eds: S. Krishnaswami, J. K. Cochran. – Amsterdam : Elsevier, 2008. – Chap. 7 – P. 227–268.
28. Shadrin N. V., Anufrieva E. V. Structure and trophic relations in hypersaline environments // *Biology Bulletin Reviews*. – 2020. – Vol. 10, iss. 1. – P. 48–56. – <https://doi.org/10.1134/S2079086420010065>
29. Shadrin N. V., Golubkov S. M., Balushkina E. V., Orleansky V. K., Mikodjuk O. S. Ecosystem response of hypersaline Bakalskoye Lake (Crimea, Black Sea) on climatic peculiarities of 2004 // *Morskoi ekologicheskii zhurnal*. – 2004. – Vol. 3, № 4. – P. 74 (in Russ.).
30. Sockova L. M., Smirnov V. O., Protziv A. V., Fil P. P. Problems of preservation of salty lakes of northwest and western coasts of the Crimea // *Scientific Notes of the V. I. Vernadsky Crimean Federal University. Geography. Geology*. – 2017. – Vol. 3, № 3, pt 1. – P. 240–250 (in Russ.).
31. The environmental behaviour of polonium / IAEA // IAEA. – 2017. – URL: <https://www.iaea.org/publications/search?keywords=The+environmental+behaviour+of+polonium> (accessed date: 12.05.2022).
32. Urbakh V. Yu. Biometricheskie metody / Akad. nauk SSSR, Inst. biol. fiziki. – 2-e izd., pererab. i dop. – Moskva : Nauka, 1964. – 415 s. (in Russ.).
33. Wei C.-L., Murray J. W. The behavior of scavenged isotopes in marine anoxic environments: ^{210}Pb and ^{210}Po in the water column of the Black Sea // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 1994. – Vol. 58, iss. 7. – P. 1795–1811. – [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(94\)90537-1](https://doi.org/10.1016/0016-7037(94)90537-1)
34. Wildgust M. A., McDonald P., White K. N. Temporal changes of ^{210}Po in temperate coastal waters // *Science of the Total Environment*. – 1998. – Vol. 214, iss. 1/3. – P. 1–10. – [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00050-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00050-3)
35. Yadav D. N., Sarin M. M. Ra-Po-Pb isotope systematic in waters of Sambhar Salt Lake, Rajasthan (India): geochemical characterization and particulate reactivity // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2009. – Vol. 100, iss. 1. – P. 17–22. – <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.09.005>

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ПОЛОНИЯ-210 МЕЖДУ РАСТВОРЁННОЙ И ВЗВЕШЕННОЙ ФАЗАМИ В КРЫМСКИХ ОЗЁРАХ С РАЗЛИЧНОЙ СОЛЁНОСТЬЮ

Коротков А. А., Мирзоева Н. Ю., Проскурнин В. Ю., Мирошниченко О. Н.

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

г. Севастополь, Российская Федерация

e-mail: oksaniya_89@mail.ru

Аннотация: В работе представлены результаты мониторинга природного радионуклида — полония-210. Мониторинг выполнялся на девяти озёрах, расположенных в различных районах Крымского полуострова, в период 2020–2021 гг. Целью исследований являлось изучение особенностей распределения ^{210}Po в воде и взвешенном веществе в озёрах Крыма в зависимости от солёности среды водоёма. Для определения удельной активности ^{210}Po использовали радиохимические методы и альфа-спектрометрию. Удельная активность ^{210}Po в растворённой форме варьировала в озёрах различной солёности от 1.2 до 22.9 Бк/л с наибольшими значениями для гиперсолёных озёр. Величины удельной активности ^{210}Po в составе взвешенного вещества были значительными и не зависели от солёности среды. Максимальная удельная активность зафиксирована в солоноватоводном оз. Кызыл-Яр — 411.7 Бк/кг сухой массы. Определено, что большая часть полония, поступающего в изученные водоёмы, ассоциирована со взвешенным веществом. Коэффициенты распределения ^{210}Po в основном находились в пределах $10^3 \div 10^5$.

Ключевые слова: полоний-210 (^{210}Po), распределение, озеро, солёное, гиперсолёное, Крым.

Сведения об авторах

Коротков Андрей Анатольевич	младший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация, e-mail: a.korotkoff@mail.ru
Мирзоева Наталья Юрьевна	кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник, руководитель отдела радиационной и химической биологии, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация, e-mail: natmirz@mail.ru
Проскурнин Владислав Юрьевич	младший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация, e-mail: v_proskurnin@ibss-ras.ru
Мирошниченко Оксана Николаевна	младший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация, e-mail: oksaniya_89@mail.ru, +7 978 821 57 86

*Поступила в редакцию 14.09.2022 г.
Принята к публикации 09.01.2024 г.*

СТРУКТУРА, ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ
И ДИНАМИКА ЭКОСИСТЕМ

УДК 911.5(282.254.21)

DOI: [10.21072/eco.2023.27.04](https://doi.org/10.21072/eco.2023.27.04)

ДИНАМИКА ТИПОВ НАЗЕМНОГО ПОКРОВА В БАССЕЙНЕ
РЕКИ ЭЛЬ-АСИ (ОРОНТ) В 2017–2022 гг. *

Табунщик В. А.¹, Никифорова А. А.¹, Линева Н. П.^{1,2}, Мирзоева Н. Ю.¹,
Черный Г. С.^{1,3}, Керимов И. А.⁴, Махмудова Л. Ш.⁴, Гагаева З. Ш.⁴, Андрончик Я. О.¹

¹ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
г. Севастополь, Российская Федерация,

²ФГАОУ ВО «Крымский федеральный университет имени В. И. Вернадского»,
г. Симферополь, Российская Федерация,

³АНО «Научно-исследовательский центр Мирового океана, климата и экологии»,
г. Сочи, Российская Федерация,

⁴ФГБОУ ВО «Грозненский государственный нефтяной технический университет
имени академика М. Д. Миллионщикова», г. Грозный, Российская Федерация,
e-mail: tabunshchik@ya.ru

Аннотация: Исследована динамика наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) за 2017–2022 гг. Были проанализированы теоретические представления о типах наземного покрова и использовании дистанционных методов для её изучения. Приведено описание района исследования, характеристика данных о типах наземного покрова, используемых в работе, описана методика исследования. По результатам исследования проанализирована динамика типов наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) в 2017–2022 гг., обозначены перспективы будущих исследований в данном регионе.

Ключевые слова: наземный покров, река Эль-Аси, река Оронт, мониторинг, бассейн реки, геоинформационные системы, ГИС, дистанционное зондирование Земли.

Введение

Динамика наземного покрова Земли (landcover) становится наиболее заметным проявлением изменений окружающей среды как в пространственном, так и во временном масштабе [Arifeen et al., 2021; Wubie, Assen, Nicolau, 2016]. Не вызывает сомнений, что деятельность человека значительно повлияла на природную среду [Goldewijk, 2001], — около трёх четвертей поверхности Земли было изменено людьми в течение последнего тысячелетия [Winkler et al., 2021]. Изменение наземного покрова является одним из наиболее часто встречающихся последствий деятельности человека [Bora, Walia, Mipun, 2023; Joseph, Rahul, Sukanya, 2021]. В исследованиях [Rockström et al., 2009] отмечено, что данный процесс является одним из девяти показателей планетарных границ (подразумевает приближение общества к глобальным негативным изменениям окружающей среды, которые ставят под угрозу функционирование человечества). Мониторинг изменений наземного покрова Земли — один из наиболее важных компонентов разработки стратегий управления природными ресурсами и анализа изменений окружающей среды [Joseph, Rahul, Sukanya, 2021; Rawat, Biswas, Kumar, 2013; Ahmad, Goparaju, Qayum, 2017; Näschen et al., 2019].

*Исследование выполнено в рамках НИР № 121040100327-3 и № 121031500515-8.

Речные бассейны играют первоочередную роль в жизни человека. Говоря об изменении наземного покрова, следует иметь в виду, что учёт влияния речных бассейнов и их трансграничной и транзитной роли является одним из наиболее важных аспектов изучения землепользования с точки зрения устойчивого использования ресурсов [Bora, Walia, Mipun, 2023]. Понимание прошлых, настоящих и будущих изменений наземного покрова необходимо и даёт представление о надлежащем использовании водосборных бассейнов [Ndulue et al., 2015].

Факторами, определяющими изменения наземного покрова в речном бассейне, являются: высота над уровнем моря, уклон, удалённость от реки, эрозия почвы, удалённость от основных дорог, населённых пунктов и т. д. [Lin et al., 2009]. Изменение наземного покрова вызвано прежде всего деятельностью человека — развитием процессов урбанизации, индустриализации, ведением сельского хозяйства и т. д. Это, в свою очередь, может показывать доступность водных ресурсов для использования, значительно изменять объёмы и режимы водного стока [Nagraj, Nataraja, 2020].

Имеется большое количество исследований по изучению изменений наземного покрова с помощью методов дистанционного зондирования и геоинформатики [Bora, Walia, Mipun, 2023; Goldewijk, 2001; Rockström et al., 2009; Winkler et al., 2021; Hussien et al., 2023; Joseph, Rahul, Sukanya, 2021; Ribeiro et al., 2023; Konukcu, Albut, Altürk, 2017]. К примеру, в своей работе [Hussien et al., 2023] авторы, используя гибридный подход спектрального распознавания изображений, определили восемь категорий пространственно-временной динамики растительности в бассейне реки Аббай с 1994 по 2056 г. В исследовании [Joseph, Rahul, Sukanya, 2021], которое проводилось 64 года (1967–2021 гг.), с помощью дистанционного зондирования и ГИС-подхода проанализировали пространственную картину обнаружения изменений наземного покрова в бассейне реки Киллиар. В период 2001–2021 гг. был проанализирован наземный покров бассейна и суббассейнов реки Амазонки [Ribeiro et al., 2023]. Используя земельные данные CORINE и программное обеспечение ArcGIS, исследователи [Konukcu, Albut, Altürk, 2017] создали модель изменений землепользования и наземного покрова в бассейне реки Эргене на западе Турции в период с 1990 по 2012 г. Исследование динамики типов наземного покрова в комплексе с дешифрированием космических снимков может применяться при анализе антропогенной преобразованности различных операционно-территориальных единиц исследования, в том числе речных бассейнов [Tabunshchik, Gorbunov, Gorbunova, 2022; Tabunshchik et al., 2023].

Стоит отметить, что в отечественных исследованиях инструменты ГИС для исследования наземного покрова применяются ещё слабо [Ливанов, Солодовников, 2016; Потатуркин и др., 2013]. Например, Елсаков В. В. с соавторами исследовали особенности наземного покрова в бассейне реки Кожим (Приполярный Урал) [Елсаков, Марущак, Щанов, 2009]. Изучив наземный и почвенный покров на техногенно нарушенных участках Средней Сибири, Краснощеков К. В. с соавторами оценили масштабы нарушенных экосистем и провели мониторинг их состояния для четырёх речных бассейнов [Краснощеков, Дергунов, Пономарева, 2022]. Царев Ю. В. с соавторами изучили статистику изменения растительного покрова бассейна реки Волги [Царев, Бойко, Панкова, 2023]. Табунщик В. А. и Горбунов Р. В. изучили динамику типов наземного покрова в пределах бассейнов рек северо-западного склона Крымских гор [Табунщик, Горбунов, 2021].

Усугубляемый социально-экономическим развитием и изменением климата, дефицит воды стал глобальным риском, ставящим под угрозу достижение устойчивости ландшафтов и Целей устойчивого развития (ЦУР) Организации Объединённых Наций (ООН) [Dai, Liu, 2023]. Для оценки, поддержания, оптимального использования и сохранения имеющихся возобновляемых водных ресурсов при возросшем спросе на воду в сельском хозяйстве в странах с дефицитом воды учёные проводят различные комплексные исследования [Ливанов, Солодовников, 2016].

Страны Ближнего Востока считаются странами, которые в наибольшей степени испытывают дефицит воды [Zaki, Klöve, Haghghi, 2022]. С учётом того что население, проживающее в бассейне реки Эль-Аси (Оронт), составляет почти 5.7 млн человек, имеющиеся там водные ресурсы не способны удовлетворить потребности человеческой деятельности на территориях этих стран в течение определённого периода времени [Comprehensive assessment ... , 1997]. Экономические, социальные, демографические, культурные, экологические, политические характеристики и особенности развития в странах Ближнего Востока накладывают свой отпечаток на водные проблемы этих стран [Munther, 2002]. В регионе существуют трансграничные реки, одной из них является река Эль-Аси (Оронт).

Река Эль-Аси (Оронт), которая берёт начало в Ливане, протекает по территории Сирии и Турции и впадает в Средиземное море, является одним из важных источников воды на Ближнем Востоке [Orontes River Basin, 2013; Atlas of the Orontes ... , 2022; Shaban, 2021]. Так, в Ливане река рассматривается как трансграничный водный ресурс [Orontes River Basin, 2013; Atlas of the Orontes ... , 2022; Shaban, 2021]. В ходе полевых работ изучена история развития ландшафтов долины верхней части Эль-Аси (Оронт) близ Хомса, на западе Сирии [Orontes River Basin, 2013; Atlas of the Orontes ... , 2022; Shaban, 2021]. В Турции проводятся многочисленные исследования загрязнения устья реки Эль-Аси (Оронт), так как протекающий через три страны водный объект подвержен сильному антропогенному влиянию [Turan, Eken, Ergerler, 2020; Yılmaz, Doğan, 2008]. Кроме того, после 2011 г. в турецкой части реки Эль-Аси (Оронт) наблюдается снижение качества воды, связанное с военным конфликтом в Сирии. В 2011 г. в Сирии начался внутренний вооружённый конфликт, который продолжался до 2016 г. В результате вооружённого конфликта, по данным ООН, погибли более 220 тыс. человек [Гражданская война в Сирии ... , 2016; Mhanna et al., 2023].

Цель исследования — изучение динамики наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) за 2017–2022 гг.

В первом разделе исследования, во введении, проанализированы важность исследований наземного покрова и применение дистанционных методов для изучения наземного покрова с использованием географических информационных систем и данных дистанционного зондирования. Во втором разделе приводится описание района исследования, характеристика данных о типах наземного покрова, используемых в работе, описана методика исследования. В третьем разделе представлены результаты динамики типов наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) и их обсуждение. В четвёртом разделе, в заключении, приводятся полученные в работе результаты и обсуждаются перспективы будущих исследований в бассейне реки Эль-Аси (Оронт).

Материалы и методы

Район исследования охватывает бассейн реки Эль-Аси, также известной как Оронт. В литературе применяются оба названия реки, при этом в Сирии чаще используется Эль-Аси, в других странах — Оронт [Эль-Аси (Оронт), 1986; Рожанский, 1988; Atlas of the Orontes ... , 2022]. Река расположена в Западной Азии, к северу от Аравийского полуострова, на восточной оконечности Средиземного моря (рисунок 1).

В литературе нет устоявшихся данных о площади водосборного бассейна реки Эль-Аси (Оронт). Разными исследователями площадь водосборного бассейна Эль-Аси (Оронт) и его приуроченность к различным странам (в процентах) рассчитывается по-разному, указываются следующие значения: 21 660 км² [Kloosterman, Vermooten, 2008], 24 660 км² [Irrigation in the Middle ... , 2009], 26 530 км² [Orontes River Basin, 2013]; при этом 2016 км² приходится на Ливан (8 %) [Orontes River Basin, 2013; Irrigation in the Middle ... , 2009; Kloosterman, Vermooten, 2008], от 67 (17 881 км²) [Orontes River Basin, 2013] до 70 % — на Сирию [Irrigation in the Middle ... , 2009; Kloosterman, Vermooten, 2008], от 23 [Irrigation in the Middle ... , 2009; Kloosterman, Vermooten, 2008] до 25 % (6633 км²) — на Турцию [Orontes River Basin, 2013].

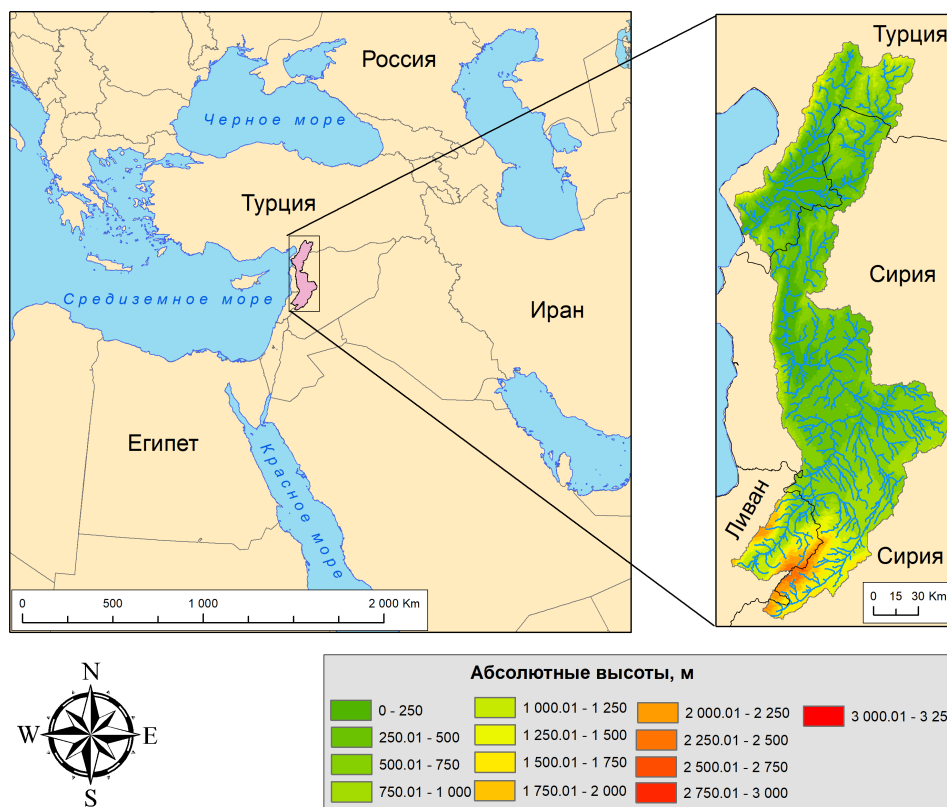


Рис. 1. Географическое положение и абсолютные высоты в бассейне реки Эль-Аси (Оронт)

Река берёт начало в горах Антиливана, примерно в 30 км к востоку от Бейрута [Эль-Аси (Оронт), 1986], истоком являются карстовые источники, расположенные на высоте 690 м [Orontes River Basin, 2013]. Согласно [Эль-Аси (Оронт), 1986] длина реки Эль-Аси (Оронт) составляет 571 км, средний расход воды около 80 м³/с, направление течения северное, параллельно побережью Средиземного моря. Река течёт сначала по скалистому ущелью, затем разливается в озеро Хомс (рисунок 2), которое было запружено ещё в античные времена. Далее долина реки (рисунок 3) расширяется у города Хама, после чего русло поворачивает на запад, в Антиохийскую равнину (Амук). Здесь в Эль-Аси (Оронт) впадают два крупных притока — реки Африн и Карасу, которые протекают по территории Турции и Сирии. Река Африн (протяжённостью 131 км) берёт свое начало в Турции, протекает по территории Сирии и впадает в Эль-Аси (Оронт) в районе г. Хатай. Река Карасу (протяжённостью 120 км) является вторым главным притоком Эль-Аси (Оронт), [Orontes River Basin, 2013], питается горными источниками, талыми снегами и обладает значительными запасами воды.

Река Эль-Аси (Оронт) впадает в залив Антакья Средиземного моря, к югу от турецкого портового города Самандаг [Эль-Аси (Оронт), 1986]. В Сирии небольшие ручьи и родники, берущие начало в горах на западе и востоке страны, вносят свой вклад в сток Эль-Аси (Оронт) [Orontes River Basin, 2013]. Питание реки: грунтовые воды (доля в стоке реки составляет до 90 % [Orontes River Basin, 2013]), снеговое, дождевое [Traboulsi, 2004].

Водами Эль-Аси (Оронт) орошаются плодородные равнины Хомс, Хама, Эль-Габ. Местами река образует озёра и болота, наиболее крупное озеро — Хомс, болота — Ашарна и Габ. Судоходство практически отсутствует. Река Эль-Аси (Оронт) является единственным постоянным водотоком в Западной Азии [Реки Ближнего Востока, 2015].



Рис. 2. Озеро Хомс и окрестности



Рис. 3. Русло реки Эль-Аси (Оронт) в районе города Хомс

Продольный профиль Эль-Аси (Оронт) демонстрирует сложную геологическую историю и характеризуется протяжёнными отрезками, включающими аллювиальные поймы или возвышенности, выточенные рекой и соединённые резкими перепадами уклонов с включёнными скальными порогами. Русло Эль-Аси (Оронт) сформировалось под влиянием тектонических процессов и соответствует дну заболоченного грабена с осью север — юг, который является частью рифтовой системы Красного моря, простирающейся от Акабского залива (залив на севере Красного моря, отделяющий Синайский полуостров от Аравийского) до Амануса (горный хребет на юге Турции) [Atlas of the Orontes ... , 2022], далее река впадает в Средиземное море ниже города Антакья (рисунок 1).

Территория исследования расположена на северо-восточной части древней, докембрийской, Африкано-Аравийской платформы, в области распространения фанерозойского платформенного чехла мощностью несколько километров, сложенного мелководно-морскими терригенными и карбонатными отложениями (песчаники, глины, известняки, мергели, мел и др.). Область исследования находится в субтропическом климатическом поясе, в зоне средиземноморского типа с зимне-весенним максимумом осадков и летней засухой [Atlas of the Orontes ... , 2022]. В бассейне реки Эль-Аси (Оронт) на территории Ливана количество осадков уменьшается по мере продвижения с юга на север (с 400 до менее чем 200 мм), а затем увеличивается в сирийской и турецкой частях бассейна (до 500–700 мм) [Atlas of the Orontes ... , 2022]. Среднегодовое количество осадков в бассейне реки оценивается в 644 мм [Irrigation in the Middle ... , 2009]. Среднегодовой температурный режим — средиземноморский. Самый низкий среднемесячный показатель приходится на январь (около 6–8 °С). Самый высокий среднемесячный показатель приходится на август (24–29 °С) [Traboulsi, 2004].

Бассейн реки расположен в пределах зоны средиземноморских жёстколистных вечнозелёных лесов и кустарников, а также в зоне высотной поясности (высота бассейна — от 0 до 2694 м [Mhanna et al., 2023]). Основные представители флоры: можжевельник обыкновенный, боярышник обыкновенный, боярышник азароле, турецкий дуб, дуб Бранта, дуб кермесский, каперс обыкновенный, барбарис обыкновенный, а также культурные и дикорастущие плодовые деревья, а именно: миндаль, абрикос, вишня, сливы, персики, нектарины, дикая и культурная груша, маслины, инжир [Jomaa, Massaad].

Исследуемая территория включает в себя типы основных почв, характерных для данного района: почвы коричневых ксерофитных субтропических лесов и кустарников, а также горные серо-коричневые [Карта почв].

Сегодня река Эль-Аси (Оронт) используется для орошения 6 % территории в Ливане, 36 % в Турции и 58 % в Сирии, что составляет ориентировочно 350 000 гектаров земли. В долине Бекаа в Ливане орошение обеспечивает питание полевых и плодовых культур. Мохафазат Идлеб и долина Аль-Габ в Сирии получают наибольшую ирригацию. В Турции используются плотины Ярсели и Карамнали.

В бассейне реки расположены важные исторические достопримечательности, объекты всемирного наследия ЮНЕСКО [Оронт (река)]: руины античных городов Ларисса (Шайзар, XIV в. до н. э.) и Апамея (300 г. до н. э.), римские храмы долины Бекаа (в том числе Баальбек, II в.), древнеримская дамба (озеро Хомс, 284 г.); город Хама (Сирия) — дворцовый комплекс Каср ибн Вардан (середина VI в.), Великая мечеть (VIII в., восстановлена), мечеть Нури (1172 г.), мавзолей историка и географа Мухаммеда Абби-ль-Фида (XIV в.), нории (водяные колеса, XIV–XV вв.), мамлюкская мечеть Эль-Иззи (XV в.), дворец Азема (Каср Азем); город Хомс (Сирия) — крепость Крак де Шевалье (Крак де л'Оспиталь, XI в.), церковь Умм Аз-Зуннар (59 г.), церковь Элиана Хомского (432 г.), мечеть Нур-ад-дина (XII в.), мечеть Ан-Нури Аль-Кабир (1129 г.); город Антакья (Турция) — руины римской Антиохии (I в.), пещерный храм Св. Петра (около 1100 г.), Археологический музей (1934 г.); город Самандаг — тоннель Тита Веспасиана (I в.), монастырь Св. Симеона Столпника Младшего (VI в.).

В настоящее время использование реки Эль-Аси (Оронт) в Ливане ограничивается мелко-масштабным сельским хозяйством, рыбоводческими хозяйствами и туризмом. В бассейне реки на территории Сирии интенсивно эксплуатируются как подземные, так и поверхностные воды для орошения. В Турции в последние годы запланировано и реализовано несколько десятков новых проектов по развитию водных ресурсов в турецкой части бассейна Эль-Аси (Оронт). Эти проекты направлены на регулирование стока реки и её притоков для ирригации и защиты от наводнений. Они также направлены на обеспечение водой бытовых нужд и для выработки электроэнергии [Orontes River Basin, 2013].

Изменение наземного покрова, являющееся преимущественно предметом изучения естественных наук, представляет собой физическое состояние земной поверхности. Исходя из определения, данного Продовольственной и сельскохозяйственной организацией ООН (FAO — Food and Agriculture Organization of the United Nations), наземный покров (landcover) — это наблюдаемый биофизический покров на земной поверхности, состоящий из растительности и антропогенных объектов [[Land cover classification ... , 2000](#)].

В настоящее время данные о поверхности Земли получают методами дистанционного зондирования, которые являются более эффективными по сравнению с полевыми съёмками местности. Запуск в июле 1972 г. спутника Earth Resource Technology Satellite (ERTS) 1, позже названного Landsat 1, внёс значительный вклад в развитие такой прикладной области дистанционного зондирования, как классификация растительного покрова [[Phiri, Morgenroth, 2017](#)]. Дистанционное зондирование позволяет непрерывно и согласованно отслеживать и картографировать наземный покров в различных пространственных и временных масштабах. При этом полученные изображения могут использоваться в качестве промежуточного результата, по которому можно сделать определённые выводы о состоянии территории [[Congalton et al., 2014](#)].

С последующим развитием технологий дистанционного зондирования появились национальные и международные инициативы по реализации глобальных проектов картирования наземного покрова, например: Copernicus Global Land Cover, Glob Cover Land Cover Maps, Globe Land30, Land Cover Climate Change Initiative (CCI) и ESRI Land Cover.

С 2017 г. проводятся исследования по разработке временного ряда картографических материалов ESRI Land Cover на основе спутниковых снимков Sentinel-2 Европейского космического агентства (ESA). Спутник Sentinel-2 оснащён рядом технологий, в том числе радиолокационными и многоспектральными приборами для получения изображений суши, океана и атмосферы, что позволяет ему отслеживать растительность, почву и водные объекты, внутренние водные пути и прибрежные районы. Эта модель классификации наземного покрова использует искусственный интеллект, усовершенствованный за счёт объединения огромного обучающего набора данных, точность итогового продукта составляет около 85 %. Проект выполнялся в сотрудничестве ESRI (Environmental Systems Research Institute) с технологической компанией Impact Observatory и корпорацией Microsoft. Выделяются 9 типов наземного покрова: водные объекты, древесный покров, водно-болотные угодья, посевы (сельскохозяйственные угодья), территории, не покрытые растительностью, застроенные территории, луга, а также территории с постоянной облачностью и территории со снежным покровом. Данные можно получить на официальном сайте ESRI [[Sentinel-2 10-Meter ...](#)], а затем продолжить анализ с использованием геоинформационных систем, где после классификации раstra и построения таблицы атрибутов получить данные о площади каждого из типов наземного покрова на определённой территории.

Кроме того, на основе этих наблюдений было проведено прогнозирование изменений и построена модель уязвимости наземного покрова в глобальном масштабе к 2050 г. [[ESRI Land Cover 2050](#)].

Этот набор данных вполне успешно применяется для решения различного рода задач, так как состояние наземного покрова и его динамика учитываются в контексте следующих исследований: физической климатической системы в глобальном масштабе, региональных и континентальных энергетических и водных балансов, глобальной биогеохимии, химии атмосферы, биоразнообразия, а также процессов, связанных с изменением качества земель, плодородия почв и биоразнообразия, вопросов устойчивого развития, устойчивого сельского хозяйства и освоения ресурсов, землевладения и землепользования [[Changes in land use ... , 1994](#)].

Результаты и обсуждение

В результате исследования получены карты изменения типов наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) в 2017–2022 гг. (рисунки 4, 5).

На рисунке 4 и в таблице 1 представлено изменение площади основных типов наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) в 2017–2022 гг.

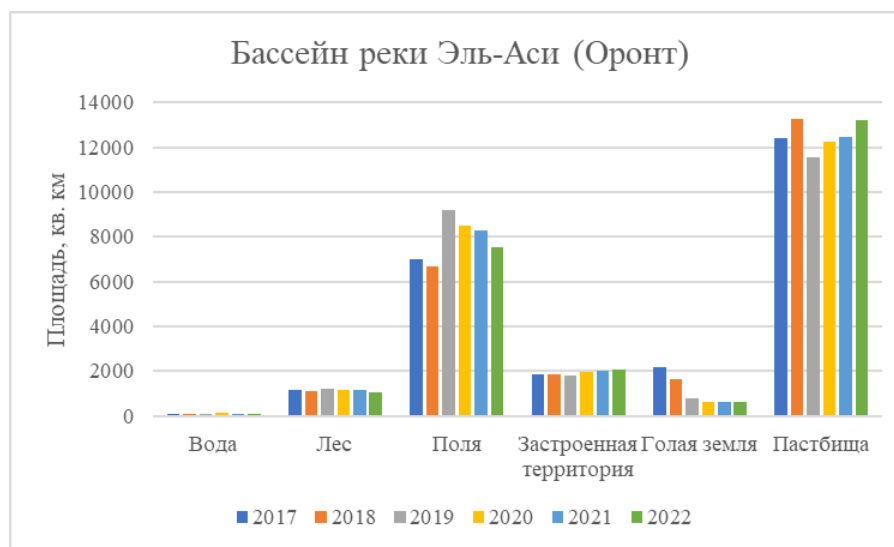


Рис. 4. Динамика площадей, занятых основными типами наземного покрова, в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) в 2017–2022 гг.

Площадь наземного покрова водного типа в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) увеличилась с 2017 по 2020 г. почти в 2 раза, после чего произошло её уменьшение на 11 %. Площадь затопленных территорий существенно менялась: увеличилась в 13 раз, с 1.08 (2018) до 14.13 км² (2019). Площадь наземного покрова лесного типа с 2017 по 2022 г. изменялась в пределах 1076.1–1225.2 км² без резких скачков.

Максимальное количество территорий в бассейне реки Эль-Аси (Оронт), занятых полями, приходилось на 2019 г., минимальное — зафиксировано в 2018 г. С 2020 г. наблюдается неизменный рост населённых пунктов и застроенных территорий.

Также существует возможность оценить последствия военных действий в Сирии через тип наземного покрова «голая земля», который предполагает в том числе участки с разрушенными объектами. Исходя из имеющихся данных, показатель уменьшался большими темпами с 2017 по 2020 г., а с 2020 г. демонстрирует более медленное снижение. Важным критерием землепользования является наличие пастбищ. Их количество колеблется от 11 529.6 до 13 286.0 км².

Если рассматривать изменение типов наземного покрова с 2017 по 2022 г. в странах, к которым относится территория бассейна реки Эль-Аси (Оронт), то наблюдается значительная пространственная дифференциация (рисунки 6, 7, 8). В Турции, в пределах исследуемой территории, преобладают пашни и поля, наблюдается рост количества застраиваемых территорий и практически отсутствуют голые земли. В Ливане преобладают пастбища и практически отсутствует лесной тип наземного покрова. В Сирии преобладают два типа наземного покрова — пастбища и поля, наблюдается значительное сокращение типа наземного покрова «голые земли».

В исследовании не анализировались типы наземного покрова «снег/лёд» и «заболоченные земли и растительность» в силу незначительных площадей, приходящихся на эти типы наземного покрова в пределах территории бассейна реки Эль-Аси (Оронт).

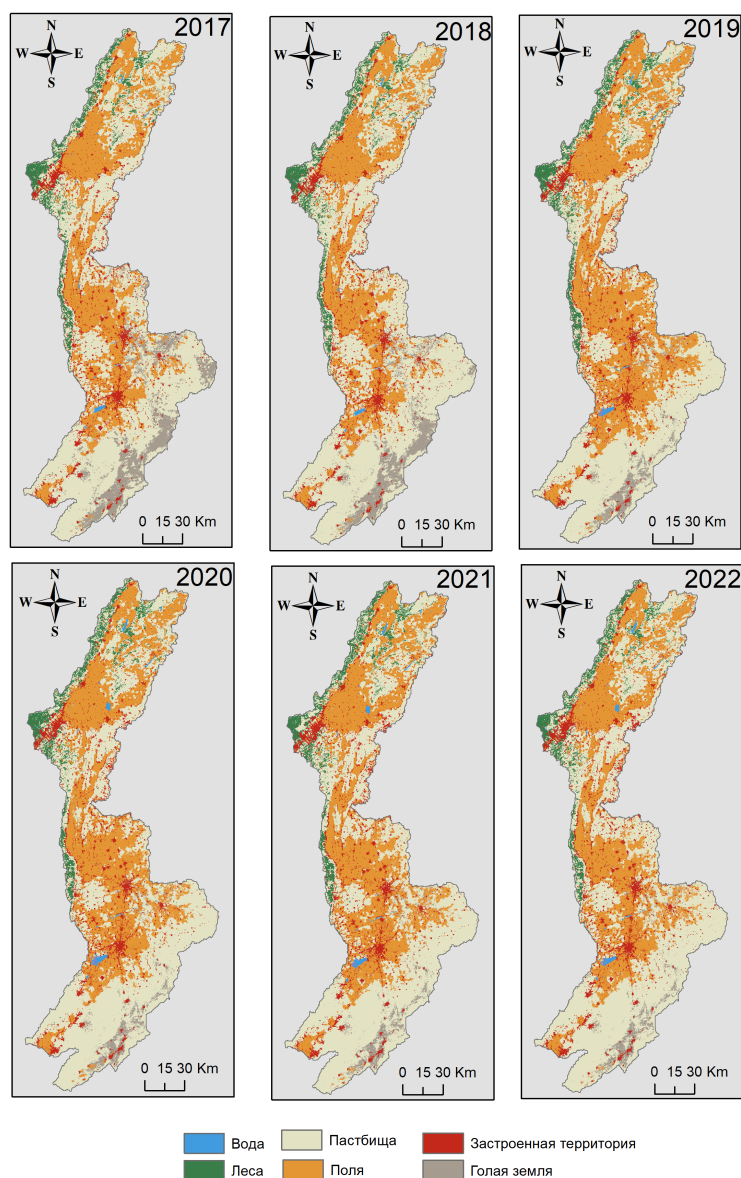


Рис. 5. Динамика типов наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) в 2017–2022 гг., по данным ESRI Land Cover

Таблица 1

Динамика типов наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) в 2017–2022 гг. (км²)

Тип наземного покрова	Год					
	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Вода	66.7	68.7	95.6	122.0	113.6	109.7
Лес	1134.5	1130.8	1225.2	1186.3	1144.6	1076.1
Поля	7015.8	6667.4	9200.1	8471.2	8283.8	7540.0
Застроенная территория	1848.8	1847.9	1794.7	1957.5	2010.4	2047.4
Голая земля	2198.0	1633.1	781.0	629.1	617.2	623.7
Пастбища	12 381.1	13 286.0	11 529.6	12 258.6	12 462.0	13 230.9

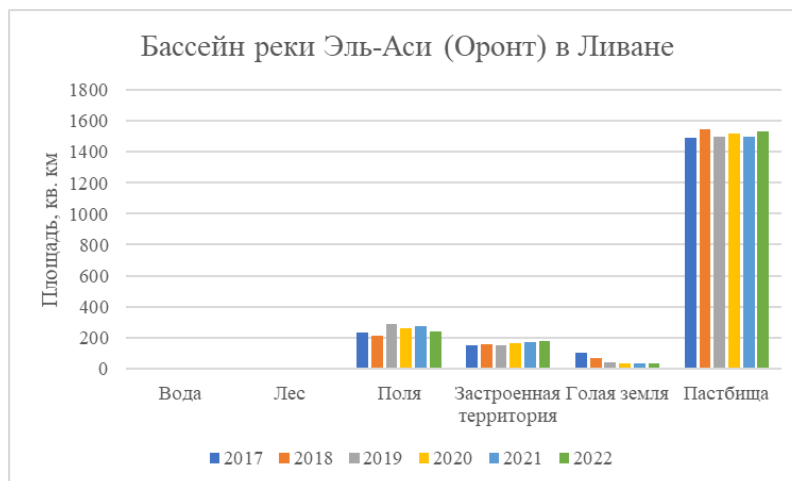


Рис. 6. Динамика типов наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) в 2017–2022 гг. на территории Ливана, по данным ESRI Land Cover

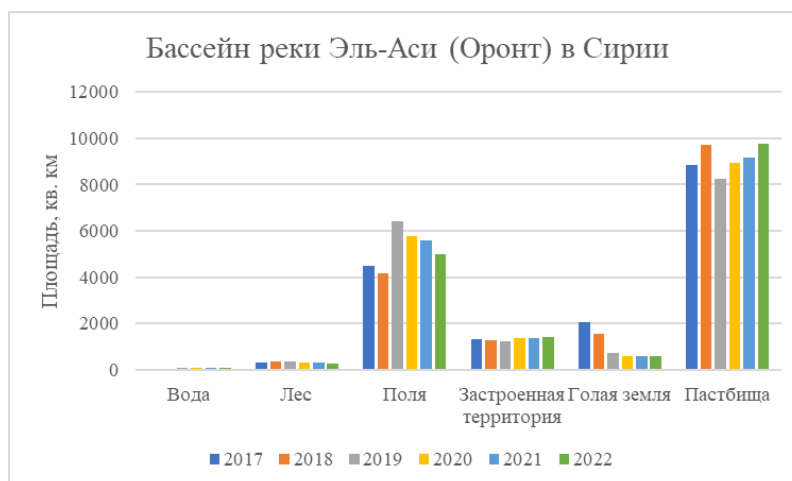


Рис. 7. Динамика типов наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) в 2017–2022 гг. на территории Сирии, по данным ESRI Land Cover

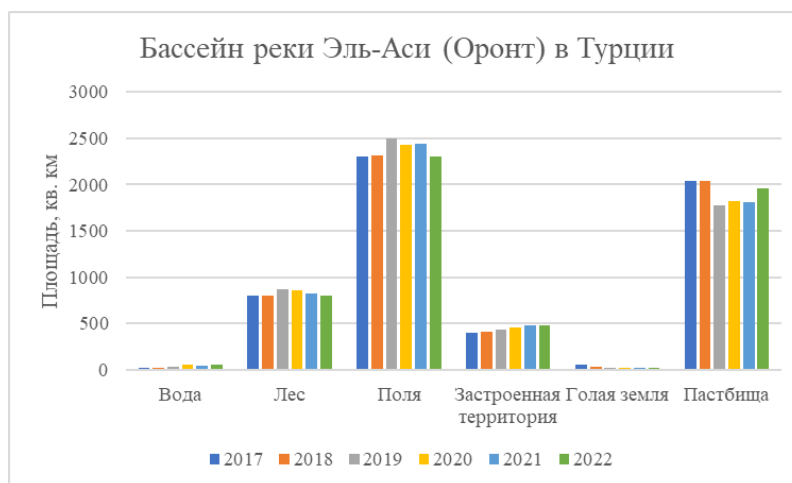


Рис. 8. Динамика типов наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) в 2017–2022 гг. на территории Турции, по данным ESRI Land Cover

В целом же представленные в работах [Atlas of the Orontes ... , 2022; Jomaa, Massaad; Chaaban, El Khattabi, Darwishe, 2022] данные о динамике типов наземного покрова выполнены на основе космических снимков меньшего разрешения по сравнению с данными ESRI Land Cover. В связи с этим именно использование данных ESRI Land Cover, имеющих пространственное разрешение 10 м/пиксель, является наиболее точным набором готовых пространственных данных о типах наземного покрова. Данный продукт разработан с использованием модели глубокого обучения искусственного интеллекта для классификации земель на основе значительного количества обучающих наборов данных помеченных человеком пикселей. Наборы данных о типах наземного покрова (land cover) могут активно применяться при исследовании динамики ландшафтов и экосистем различных территорий. Достоинствами глобальных данных о типах земного покрова являются их общеземной охват, свободный доступ, высокое пространственное разрешение.

К недостаткам этих данных можно отнести относительно небольшое количество классов (8–10), ограниченность глубины архива, существенные различия в точности у разных источников данных при картографировании разных типов земного покрова. Также можно отметить, что получение высокоточных карт растительного покрова является трудоёмким процессом, который требует достаточного количества времени, технологий, финансовых и других ресурсов [Chaaban, El Khattabi, Darwishe, 2022].

Перспективы дальнейших исследований в выбранном районе связаны с развитием средств мониторинга поверхности Земли и околоземного пространства при активном внедрении гиперспектральной съёмки в видимом и инфракрасном диапазонах в районе бассейна река Эль-Аси (Оронт) [Atlas of the Orontes ... , 2022].

Заключение

В работе на основании ESRI Land Cover — открытой базы данных о типах наземного покрова, с пространственным разрешением изображений 10 м/пиксель, были построены карты изменения типов наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) за период 2017–2022 гг.

Проанализированные данные имеют практическое значение при проведении исследований в бассейне реки Эль-Аси (Оронт). Разработанные электронные карты типов наземного покрова в бассейне Эль-Аси (Оронт) позволяют проводить мониторинг этой территории на основе данных дистанционного зондирования Земли из космоса. При регулярном обновлении исходных информационных продуктов становится возможным проводить постоянный мониторинг площадей и состояния наземного покрова, определять ключевые факторы, влияющие на динамику этого состояния.

Используемый набор данных может быть успешно применён для решения различного рода задач при исследовании бассейна Эль-Аси (Оронт), так как состояние наземного покрова и его динамика учитываются в контексте следующих исследований: физической климатической системы в глобальном масштабе, региональных и континентальных энергетических и водных балансов, глобальной биогеохимии, химии атмосферы, биоразнообразия, а также процессов, связанных с изменением качества земель, плодородия почв и биоразнообразия, вопросов устойчивого развития, устойчивого сельского хозяйства и освоения ресурсов, землевладения и землепользования.

Список литературы

1. Гражданская война в Сирии (2011–2016) // РИА новости. – URL: <https://ria.ru/20160315/1388247407.html>. – Дата публикации: 15.03.2016.
2. Елсаков В. В., Марущак И. О., Щанов В. М. Картирование растительного покрова бассейна р. Кожим (Приполярный Урал) с использованием материалов дистанционного зондирования // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. – 2009. – Вып. 6, т. 2. – С. 360–364.
3. Карта почв : атлас // [Triptonkosti.ru](https://triptonkosti.ru). – Режим доступа: <https://triptonkosti.ru/19-foto/karta-pochv-atlas.html> (дата обращения: 20.11.2023).
4. Краснощеков К. В., Дергунов А. В., Пономарева Т. В. Геопространственный анализ техногенно-нарушенных экосистем Средней Сибири по спутниковым данным в ИК-диапазоне // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. – 2022. – Т. 19, № 3. – С. 203–216. – <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2022-19-3-203-216>
5. Ливанов А. С., Солодовников Д. В. Перспективы применения ГИС Land Cover Classification System // Природно-социально-производственные системы: связь науки и практики : сб. науч. тр. / Нац. исслед. Мордов. гос. ун-т им. Н. П. Огарева, Отд-ние Рус. геогр. о-ва в Респ. Мордовия ; редкол.: А. Н. Фролов [и др.]. – Саранск : Индивидуальный предприниматель Афанасьев Вячеслав Сергеевич, 2016. – С. 20.
6. Оронт (река) // Планета Земля. Историческая география. – URL: <https://geosfera.org/aziya/2445-oront-reka.html> (дата обращения: 22.11.2023).
7. Потатуркин О. И., Борзов С. М., Потатуркин А. О., Узилов С. Б. Методы и технологии обработки мульти- и гиперспектральных данных дистанционного зондирования Земли высокого разрешения // Вычислительные технологии. – 2013. – Т. 18, № S1 (спец. вып.). – С. 60–67.
8. Реки Ближнего Востока. Ч. 1. Ефрат, Оронт / Науч.-информ. центр Межгос. координац. водохозяйств. комис. Центр. Азии ; ред. Мухина Е. – Ташкент : НИЦ МКВК, 2015. – 80 с. – (Информ. сб. ; № 42).
9. Рожанский И. Д. История естествознания в эпоху эллинизма и Римской империи / АН СССР, Ин-т истории естествознания и техники. – Москва : Наука, 1988. – 448 с.
10. Табунищик В. А., Горбунов Р. В. Динамика типов наземного покрова (land cover) в пределах бассейнов рек северо-западного склона Крымских гор // Геология, география и глобальная энергия. – 2022. – № 3. – С. 78–88. – https://doi.org/10.54398/20776322_2022_3_78
11. Царев Ю. В., Бойко П. О., Панкова В. М. Исследование статистики изменения растительного покрова бассейна реки Волга // Вестник науки. – 2023. – Т. 2, № 6. – С. 750–754.
12. Эль-Аси (Оронт) // Словарь географических названий зарубежных стран / ЦНИИ геодезии, аэросъемки и картографии им. Ф. Н. Красовского ; сост.: Л. И. Аненберг [и др.]. – 3-е изд., перераб. и доп. – Москва : Недра, 1986. – С. 448.
13. Ahmad F., Goraraju L., Qayum A. LULC analysis of urban spaces using Markov chain predictive model at Ranchi in India // Spatial Information Research. – 2017. – Vol. 25, iss. 3. – P. 351–359. – <https://doi.org/10.1007/s41324-017-0102-x>
14. Arifeen H. M., Phoungthong K., Mostafaeipour A., Yuangyai N., Yuangyai C., Techato K., Jutidamrongphan W. Determine the land-use land-cover changes, urban expansion and their driving factors for sustainable development in Gazipur Bangladesh // Atmosphere. – 2021. – Vol. 12, iss. 10. – P. 1353–1356. – <https://doi.org/10.3390/atmos12101353>

15. Atlas of the Orontes River Basin / eds: Jaubert R. [et al.] ; Graduate Inst. of Intern. and Development Studies. – 2nd ed. – [Geneva : s. n.], 2022. – 72 p.
16. Bora A., Walia D., Mipun B. S. Land use land cover change and hotspot identification of upper Meghna River basin, India // *Indian Forester*. – 2023. – Vol. 149, iss. 2. – P. 111–119. – <https://doi.org/10.36808/if/2023/v149i2/169708>
17. Chaaban F., El Khattabi J., Darwishe H. Accuracy assessment of ESA WorldCover 2020 and ESRI 2020 land cover maps for a region in Syria // *Journal of Geovisualization and Spatial Analysis*. – 2022. – Vol. 6. – Art. nr 31. – (23 p.). – <https://doi.org/10.1007/s41651-022-00126-w>
18. Changes in land use and land cover: a global perspective / ed. by W. B. Mayer and B. L. Turner. – Cambridge : Cambridge Univ. Press, 1994. – 537 p.
19. Comprehensive assessment of the fresh water resources of the world / World Meteorol. Org. – Stockholm : Stockholm Environment Inst., 1997. – 33 p.
20. Congalton R. G., Gu J., Yadav K., Thenkabail P., Ozdogan M. Global land cover mapping: a review and uncertainty analysis // *Remote Sensing*. – 2014. – Vol. 6, iss. 12. – P. 12070–12093. – <https://doi.org/10.3390/rs61212070>
21. Dai Y., Liu Z. Spatiotemporal heterogeneity of urban and rural water scarcity and its influencing factors across the world // *Ecological Indicators*. – 2023. – Vol. 153. – Art. nr 110386 (13 p.). – <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110386>
22. ESRI Land Cover 2050 // ESRI. – URL: <https://livingatlas.arcgis.com/landcover-2050/> (дата обращения: 20.11.2023).
23. Goldewijk K. K. Estimating global land use change over the past 300 years: the HYDE database // *Global Biogeochemical Cycles*. – 2001. – Vol. 15, iss. 2. – P. 417–433. – <https://doi.org/10.1029/1999GB001232>
24. Hussien K., Kebede A., Mekuriaw A., Asfaw Beza S., Haile Erena S. Modelling spatiotemporal trends of land use land cover dynamics in the Abbay River basin, Ethiopia // *Modeling Earth Systems and Environment*. – 2023. – Vol. 9, iss. 1. – P. 347–376. – <https://doi.org/10.1007/s40808-022-01487-3>
25. Irrigation in the Middle East region in figures / ed. by K. Frenken ; The Food and Agr. Org. of the UN. – Rome : FAO, 2009. – 401 p.
26. Jomaa I., Massaad R. Orontes River watershed (El Assi River watershed) // *Academia*. – URL: <https://www.academia.edu/39026282/Orontes> (дата обращения: 01.06.2023). – Режим доступа: для зарегистрир. пользователей.
27. Joseph S., Rahul R., Sukanya S. Land use/land cover (LU/LC) changes and its impact on soil organic carbon stock in Killiar River basin, Kerala, India: a geospatial approach // *Current World Environment*. – 2021. – Vol. 16, № 3. – P. 665–678. – <https://doi.org/10.12944/CWE.16.3.2>
28. Kloosterman F. H., Vermooten J. S. A. Dutch-Syrian water cooperation: development of a numerical groundwater flow model for the larger Orontes basin : final report / The Netherl. Org. – [Netherlands] : TNO Built Environment and Geosciences, 2008.
29. Konukcu F., Albut S., Altirk B. Land use/land cover change modelling of ergene river basin in Western Turkey using CORINE land use/land cover data // *Agronomy Research*. – 2017. – Vol. 15, nr 2. – P. 435–443.
30. Land cover classification system (LCCS): classification concepts and user manual / Di Gregorio A., Jansen L. J. M. ; The Food and Agr. Org. of the UN. – Version 1.0. – [S. l.] : FAO, 2000. – URL: https://www.fao.org/3/x0596e/X0596e00.htm#P-1_0 (дата обращения: 11.10.2023).

31. *Lin Y. P., Verburg P. H., Chang C. R., Chen H. Y., Chen M. H.* Developing and comparing optimal and empirical land-use models for the development of an urbanized watershed forest in Taiwan // *Landscape and Urban Planning*. – 2009. – Vol. 92, iss. 3/4. – P. 242–254. – <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.05.003>
32. *Mhanna S., Halloran L. J. S., Zwahlen F., Asaad A. H., Brunner P.* Using machine learning and remote sensing to track land use/land cover changes due to armed conflict // *Science of The Total Environment*. – 2023. – Vol. 898. – Art. nr 165600 (15 p.). – <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165600>
33. *Munther J. H.* Water issues in the Middle East challenges and opportunities // *Water Policy*. – 2002. – Vol. 4, iss. 3. – P. 205–222. – [https://doi.org/10.1016/S1366-7017\(02\)00028-4](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(02)00028-4)
34. *Nagraj S. P., Nataraja M.* Effect of land use land cover changes on runoff using hydrological model: a case study in Hiranyakeshi watershed // *Modeling Earth Systems and Environment*. – 2020. – Vol. 6. – P. 2345–2357. – <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00808-8>
35. *Näschen K., Diekkrüger B., Evers M., Höllermann B., Steinbach S., Thonfeld F.* The impact of land use/land cover change (LULCC) on water resources in a tropical catchment in Tanzania under different climate change scenarios // *Sustainability*. – 2019. – Vol. 11, iss. 24. – Art. nr 7083. – <https://doi.org/10.3390/su11247083>
36. *Ndulue E. L., Mbajiorgu C. C., Ugwu S. N., Ogwo V., Ogbu K. N.* Assessment of land use/cover impacts on runoff and sediment yield using hydrologic models: a review // *Journal of Ecology and the Natural Environment*. – 2015. – Vol. 7, iss. 2. – P. 46–55. – <https://doi.org/10.5897/jene2014.0482>
37. *Orontes River Basin // Inventory of shared water resources in Western Asia / UN, Econ. and Social Commis. for Western Asia [et al.]. – Beirut : ESCWA, 2013. – Chap. 7. – URL: https://waterinventory.org/sites/waterinventory.org/files/chapters/Chapter-07-Orontes-River-Basin-web_1.pdf* (дата обращения: 17.11.2023).
38. *Phiri D., Morgenroth J.* Developments in Landsat land cover classification methods: a review // *Remote Sensing*. – 2017. – Vol. 9, iss. 9. – Art. nr 967. – <https://doi.org/10.3390/rs9090967>
39. *Rawat J. S., Biswas V., Kumar M.* Changes in land use/cover using geospatial techniques: a case study of Ramnagar town area, district Nainital, Uttarakhand, India // *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*. – 2013. – Vol. 16, iss. 1. – P. 111–117. – <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2013.04.002>
40. *Ribeiro C. B. M., Mohanty B. P., Rotunno Filho O. C., Filgueiras E. T., Xavier L. N. R., Araújo A. A. M.* Water balance and the moist planetary boundary layer driven by land use and land cover change across the Amazon basin // *Water*. – 2023. – Vol. 15, iss. 23. – Art. nr 4052. – <https://doi.org/10.3390/w15234052>
41. *Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin F. S., Lambin E. F., Lenton T. M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H. J., Nykvist B., de Wit C. A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P. K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R. W., Fabry V. J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J. A.* A safe operating space for humanity // *Nature*. – 2009. – Vol. 461, iss. 7263. – P. 472–475. – <https://doi.org/10.1038/461472a>
42. *Sentinel-2 10-Meter Land Use/Land Cover // ESRI. – URL: https://livingatlas.arcgis.com/landcover/* (дата обращения: 17.11.2023).
43. *Shaban A.* Rivers of Lebanon: significant water resources under threats // *Hydrology* / eds: Hromadka T. V., Rao P. – London : IntechOpen, 2021. – <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.94152>

44. *Tabunshchik V., Gorbunov R., Bratanov N., Gorbunova T., Mirzoeva N., Voytsekhovskaya V.* Fatala river basin (Republic of Guinea, Africa): analysis of current state, air pollution, and anthropogenic impact using geoinformatics methods and remote sensing data // *Sustainability*. – 2023. – Vol. 15, iss. 22. – Art. nr 15798. – <https://doi.org/10.3390/su152215798>
45. *Tabunshchik V., Gorbunov R., Gorbunova T.* Anthropogenic transformation of the river basins of the northwestern slope of the Crimean Mountains (The Crimean Peninsula) // *Land*. – 2022. – Vol. 11, iss. 12. – Art. nr 2121. – <https://doi.org/10.3390/land11122121>
46. *Traboulsi M.* Les précipitations au Proche-Orient: variabilité spatio-temporelle et relations avec la dynamique de l'atmosphère (1960–61/1989–90) : dr diss. – Dijon, 2004. – 233 p.
47. *Turan F., Eken M. D., Ergerler A.* Assessment of water quality of the Orontes River basin, Turkey // 1st International conference on environment, technology and management (ICETEM), 27–29 June 2019, Niğde, Turkey : proc. book / Niğde Ömer Halisdemir Univ. ; ed. by I. Kacar. – Niğde, Turkey : [s. n.], 2020. – P. 821-826.
48. *Winkler K., Fuchs R., Rounsevell M., Herold M.* Global land use changes are four times greater than previously estimated // *Nature Communications*. – 2021. – Vol. 12, iss. 1. – P. 1–10. – <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>
49. *Wubie M. A., Assen M., Nicolau M. D.* Patterns, causes and consequences of land use/cover dynamics in the Gumara watershed of lake Tana basin, Northwestern Ethiopia // *Environmental Systems Research*. – 2016. – Vol. 5. – Art. nr 8 (12 p.). – <https://doi.org/10.1186/s40068-016-0058-1>
50. *Yılmaz A. B., Doğan M.* Heavy metals in water and in tissues of himri (*Carasobarbus luteus*) from Orontes (Asi) River, Turkey // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2008. – Vol. 144. – P. 437–444. – <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0005-8>
51. *Zaki N. A., Klöve B., Haghghi A. T.* Expanding the irrigated areas in the MENA and Central Asia: challenges or opportunities? // *Water*. – 2022. – Vol. 14, iss. 16. – Art. nr 2560. – <https://doi.org/10.3390/w14162560>

LAND COVER DYNAMICS IN THE BASIN EL-ASI RIVER (ORONTE) IN 2017–2022

**Tabunshchik V. A.¹, Nikiforova A. A.¹, Lineva N. P.^{1,2}, Mirzoeva N. Yu.¹, Cherny G. S.^{1,3},
Kerimov I. A.⁴, Makhmudova L. Sh.⁴, Gagaeva Z. Sh.⁴, Andronchik Ya. O.¹**

¹*A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation,*

²*V. I. Vernadsky Crimean Federal University, Simferopol, Russian Federation,*

³*World Ocean, Climate and Ecology Research Center Autonomous Non-Profit Organization
(WOCERC ANO), Sochi, Russian Federation,*

⁴*M. D. Millionshchikov Grozny State Oil Technical University, Grozny, Russian Federation,
e-mail: tabunshchik@ya.ru*

Abstract: The dynamics of land cover in the El-Asi (Orontes) River basin for 2017–2022 has been studied. Theoretical concepts of the types of land cover and the use of remote methods for its study were analyzed. The description of the research area is given, the characteristics of the data on the types of ground cover used in the work are described, and the research methodology is described. Based on the results of the study, the dynamics of land cover types in the El-Asi (Orontes) River basin in 2017–2022, their discussion and prospects for future research in the El-Asi (Orontes) River basin were analyzed.

Keywords: land cover, El-Asi River, Orontes River, monitoring, river basin, geoinformation systems, GIS, remote sensing.

Сведения об авторах

- Табунщик Владимир Александрович — научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация, e-mail: tabunshchik@ya.ru
- Никифорова Александра Александровна — младший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация, e-mail: nikiforova_a@ibss-ras.ru
- Линева Настасья Павловна — лаборант, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация; студент, ФГАОУ ВО «Крымский федеральный университет имени В. И. Вернадского», просп. Академика Вернадского, 4, г. Симферополь, 295007, Российская Федерация, e-mail: n.linyova@mail.ru
- Мирзоева Наталья Юрьевна — кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник, заведующий отделом радиационной и химической биологии, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация, e-mail: mirzoyevanyu@ibss-ras.ru
- Черный Георгий Сергеевич — заместитель директора по международной деятельности, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация; директор, АНО «Научно-исследовательский центр Мирового океана, климата и экологии», ул. Ленина, д. 250, кв. 10, г. Сочи, Краснодар. край, 354382, Российская Федерация, e-mail: innovation@ibss-ras.ru
- Керимов Ибрагим Ахмедович — доктор физико-математических наук, профессор, ФГБОУ ВО «Грозненский государственный нефтяной технический университет имени академика М. Д. Миллионщикова», ул. Авторханова, 14/53, г. Грозный, 364001, Российская Федерация, e-mail: ibragim_kerimov@mail.ru
- Махмудова Любовь Ширваниевна — доктор технических наук, профессор, главный научный сотрудник, ФГБОУ ВО «Грозненский государственный нефтяной технический университет имени академика М. Д. Миллионщикова», ул. Авторханова, 14/53, г. Грозный, 364001, Российская Федерация, e-mail: mls66@mail.ru
- Гагаева Зульфира Шерпаевна — кандидат географических наук, ведущий научный сотрудник, ФГБОУ ВО «Грозненский государственный нефтяной технический университет имени академика М. Д. Миллионщикова», ул. Авторханова, 14/53, г. Грозный, 364001, Российская Федерация, e-mail: zsh_gagaeva@mail.ru
- Андрончик Ярослав Олегович — заместитель директора по административно-хозяйственной деятельности, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация, e-mail: zamfin@ibss-ras.ru

*Поступила в редакцию 08.12.2023 г.
Принята к публикации 15.01.2024 г.*

БИОЛОГИЧЕСКИЕ РЕСУРСЫ,
БИОТЕХНОЛОГИЯ И АКВАКУЛЬТУРА

УДК 577.115.086:582.261/.263

DOI: [10.21072/eco.2023.27.05](https://doi.org/10.21072/eco.2023.27.05)

ИССЛЕДОВАНИЕ БИОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ МИКРОВОДОРОСЛЕЙ
С ПОМОЩЬЮ ПРОТОЧНОЙ ЦИТОМЕТРИИ *

Соломонова Е. С., Железнова С. Н.

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

г. Севастополь, Российская Федерация,

e-mail: solomonov83@mail.ru

Аннотация: Содержание липидов в клетках микроводорослей, принадлежащих к различным таксономическим группам и выращенных при разных условиях культивирования, определяли с помощью спектрофотометрического метода и метода проточной цитометрии в комбинации с флуорохромом нильский красный (NR) — флуоресцентным маркером нейтральных и полярных липидов в клетках водорослей. Показано, что все используемые в экспериментах культуры хорошо окрашивались нильским красным на разных стадиях роста, для идентификации липидов в клетках отмечена флуоресценция в оранжевой области спектра (канал FL2, 575 нм). Оптимальное время окраски составило 10 мин при добавлении рабочего раствора NR в культуральную среду (20 мкл на 1 мл культуры). Полученные результаты показали отсутствие существенной разницы между спектрофотометрическим и флуоресцентным методами определения содержания липидов в микроводорослях ($R^2 = 0,98$). Комбинирование стандартного спектрофотометрического метода и флуоресцентного, реализуемого путём окрашивания клеток NR, может служить надёжным подходом для оценки липидов в клетках микроводорослей.

Ключевые слова: липиды, микроводоросли, спектрофотометрический метод, проточная цитометрия, нильский красный.

Введение

Липиды выполняют важные функции в живых организмах: они представляют собой структурные компоненты мембраны клетки и органоидов, являясь сигнальными молекулами либо их предшественниками, участвуют в катаболизме для получения необходимой клетке энергии [Gurr, Harwood, Frayn, 2002]. В последнее время в практике гидробиологических исследований особое внимание уделяется липидам микроводорослей в связи с их высоким потенциалом в качестве сырья для фармацевтической, химической и пищевой промышленности [Hu et al., 2008]. Липиды ряда видов водорослей богаты ценными полиненасыщенными жирными кислотами, которые выполняют антибактериальную, противовоспалительную, антиоксидантную роль [Davey, Kell, 1996], ингибируют активность раковых клеток [Pereira et al., 2012]. Также липиды микроводорослей являются важным компонентом рациона как водных организмов [Brett, Müller-Navarra, 1997], так и человека, источником не только строительных блоков для клеточных мембран, но и предшественников сигнальных и регуляторных молекул [Shahidi, Ambigaipalan, 2018].

Прямые методы определения концентрации общих липидов в микроводорослях — гравиметрический [Руководство по ... , 2004; Bligh, Dyer, 1959] и спектрофотометрический [Руководство по ... , 2004; Wawrik, Harriman, 2010] занимают много времени, требуют как квалифицированных специалистов, так и дополнительного дорогостоящего оборудования.

*Исследование выполнено в рамках тем госзаданий № 1023121900003-0-1.6.16 и № 121030300149-0.

Трудоёмкость этих двух методов заключается в необходимости проведения многократной длительной экстракции липидов из микроводорослей смесью Фолча (не менее четырёх раз) до полного обесцвечивания биомассы [Руководство по ... , 2004] и в необходимости многократно (не менее трёх раз) промывать полученный липидный экстракт дистиллированной водой для удаления нелипидных примесей. Спектрофотометрический метод требует дальнейшей пробоподготовки, которая заключается в продолжительном кипячении липидов в серной кислоте для получения продуктов распада ненасыщенных кислот с последующим добавлением фосфованилинового реактива для непосредственного определения липидов. Всё это не только занимает много времени, но и главным образом приводит к ошибкам измерения.

Появление современных методов, в частности метода проточной цитометрии в комбинации с различными витальными красителями [Davey, Kell, 1996], даёт возможность быстрой и достаточно точной оценки липидного комплекса микроводорослей. В таких исследованиях для маркирования содержания липидов широко применяется флуоресцентный краситель нильский красный (Nile Red) [Cooksey et al., 1987; Elsey et al., 2007; Eltgroth, Watwood, Wolfe, 2005], который относится к так называемым флуоресцентным зондам, т. к. при добавлении к липидосодержащим клеткам его молекулы связываются с липидами, а из параметров флуоресценции можно извлечь определённую информацию о структуре и функции данных биологических объектов. Поскольку Nile Red (NR) имеет максимум возбуждения на длине волны 488 нм и излучается в диапазоне длин волн от 510 до 580 нм, он исключительно эффективен в проточной цитометрии. Этим и объясняется резкое увеличение числа работ, в которых окраску NR комбинировали с проточной цитометрией для определения липидов в клетках водорослей [Cooksey et al., 1987; de la Jara et al., 2003; Montero, Aristizábal, Reina, 2011; Satpati, Pal, 2015]. Перспективность этого подхода связана в первую очередь с высокой производительностью и точностью проточной цитометрии.

Однако в литературе встречаются многочисленные протоколы окрашивания микроводорослей, согласно которым необходимо: а) строго контролировать добавляемую концентрацию NR в пробу, варибельность концентрации может зависеть от таксономической принадлежности видов водорослей и условий их выращивания; б) подбирать определённое время окрашивания [Cooksey et al., 1987; Chen et al., 2009; Huang, Chen, Chen, 2009; Satpati, Pal, 2015]. Основным недостатком использования NR заключается в том, что достоверность окрашивания различается в зависимости от деформации клеток водорослей и сильно зависит от неравномерного поглощения красителя из-за полярности растворителя, используемого для получения конечного раствора флуорохрома [de la Jara et al., 2003; Gao et al., 2008; Chen et al., 2009; Huang, Chen, Chen, 2009]. Всё это хорошо объясняет частое несовпадение данных витального окрашивания и традиционных методов определения липидов и требует дальнейшего и более детального изучения поставленной проблемы.

Цель работы заключалась в выборе оптимальных условий окраски нильским красным различных видов микроводорослей для оценки липидного комплекса, а также сопоставление данного метода с традиционными методами оценки липидов.

Материалы и методы

Моновидовые неаксеничные культуры диатомовых водорослей *Phaeodactylum tricornerutum* (Bohlin, 1897) и *Cylindrotheca closterium* (Reimannet et Lewin, 1964), а также зелёной *Dunaliella salina* (Teodoresko, 1905) из коллекции отдела экологической физиологии водорослей Института биологии южных морей выращивали в колбах объёмом 250 мл при постоянном освещении люминесцентными лампами холодного свечения (Philips TLRS 20W/54765). *Phaeodactylum tricornerutum*,

Dunaliella salina выращивали в накопительном режиме, пробы на липиды отбирали в момент выхода водорослей на стационарную фазу роста, которую определяли по скорости прироста численности клеток [Финенко, Ланская, 1971]. Культуру *C. closterium* адаптировали к разработанной нами ранее питательной среде RS [Железнова и др., 2015] на люминистате. После адаптации культуру использовали в качестве инокулята для четырёх вариаций экспериментов. В первых двух экспериментах *C. closterium* выращивали в накопительном и квазинепрерывном режимах культивирования в фотобиореакторах плоскопараллельного типа с рабочим объёмом 2 л при круглосуточном освещении. В процессе выращивания культуру барботировали воздухом (0,5 л воздуха на 1 л культуры) посредством компрессорной установки. Удельная скорость протока в квазинепрерывном режиме культивирования составляла 0,3 сут⁻¹. При квазинепрерывном режиме культивирования использовали двухступенчатый хемостат. В первом эксперименте на пятые сутки стационарной фазы были отобраны пробы для определения липидов. Во втором эксперименте, при культивировании в квазинепрерывном режиме в двухступенчатом хемостате, культура выходила на стационарную фазу на седьмые — восьмые сутки культивирования, после чего на десятые сутки начинали делать проток с удельной скоростью 0,3 сут⁻¹. После достижения продуктивности постоянной величины (0,5 г · л⁻¹) были отобраны аликвоты с первой и со второй ступеней для определения содержания липидов. Четвёртая проба была отобрана с маточной культуры и находилась в стационарной фазе роста.

Уровень освещения измеряли люксметром Ю-116. Экспериментальные условия приведены в таблице 1. Опыты ставили в трёх повторностях. Для цитометрического анализа из культивационных сосудов отбирали пробы объёмом 3 мл.

Таблица 1

Условия выращивания культур микроводорослей				
Вид	Т, °С	Освещённость, мкЭ · м ⁻² · с ⁻¹	Продолжительность опыта, сут.	Среда
<i>Ph. tricornutum</i>	19	140	21	f/2 [Guillard, Ryther, 1962]
<i>D. salina</i>	21	43	21	f/2
		140	16	f/2
		140	16	[Инструкция по ... , 1986]
		1700	2	f/2
<i>C. closterium</i>	20–21	310	14	RS[Железнова и др., 2015]
			20	RS[Железнова и др., 2015]
			20	RS[Железнова и др., 2015]
			20	5 F

Плотность *C. closterium* определяли двумя методами: методом йодатной окисляемости и прямым взвешиванием сырой массы в полипропиленовых пробирках на аналитических весах с погрешностью 0,1 мг после осаждения клеток центрифугированием (1600 г в течение 2 мин) [Оценка плотности ... , 2015]. Для пересчёта полученных данных на сухую массу использовали экспериментальный коэффициент связи между сухой и сырой массой ($k = 0,1$). Метод прямого взвешивания биомассы *C. closterium* использовали только в стационарной фазе роста. Численность *Ph. tricornutum*, *D. salina* определяли на проточном цитометре CytomicsTMFC 500 (BeckmanCoulter, США), оборудованном 488-нм однофазным аргоновым лазером, используя также программное обеспечение СХР.

Общую численность неокрашенных клеток микроводорослей на проточном цитометре определяли согласно протоколу, опубликованному ранее [Соломонова, Муханов, 2011].

Для определения относительного содержания липидов в клетках микроводорослей использовали флуоресцентный краситель нильский красный (NR, максимумы возбуждения и эмиссии 488 и 640 нм соответственно) [Cooksey et al., 1987]. Рабочий раствор красителя готовили в диметилсульфоксиде (DMSO) (конечная концентрация $0,1 \text{ мг} \cdot \text{мл}^{-1}$) и хранили при $+4 \text{ }^\circ\text{C}$ в замороженном состоянии (температура плавления DMSO $+18,5 \text{ }^\circ\text{C}$). Окраску суспензии клеток проводили в соответствии с [de la Jara et al., 2003; Chen et al., 2009]: после оттаивания красителя при комнатной температуре его медленно добавляли в интенсивно перемешиваемую пробу в количестве $20 \text{ мкл} \cdot \text{мл}^{-1}$ (для выбора оптимальной концентрации красителя предварительно проводили тестовые окраски с различными вариациями концентраций от 3 до $50 \text{ мкл} \cdot \text{мл}^{-1}$). Окраску производили в темноте в течение 10 мин (для выбора оптимального времени предварительно проводили тестовые окраски от 1 до 20 мин).

Оранжевая флуоресценция (канал FL2, 575 нм) была использована для идентификации липидов в клетках исследуемых видов водорослей с помощью проточного цитометра. На рисунке 1а показана неокрашенная нильским красным культура *Dunaliella salina*, адаптированная к интенсивности света $1700 \text{ мкЭ} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$, на рисунке 1б — та же культура, окрашенная NR.

Содержание общих липидов исследуемых видов водорослей определяли колориметрическим сульфофосфованилиновым методом в модификации [Руководство по ... , 2004; Wawrik, Harriman, 2010]. Для определения содержания липидов отбирали определённую аликвоту микроводорослей, при этом навеска сырой биомассы для *D. salina* и *Ph. tricorutum* не должна превышать $0,1 \text{ г}$, для *C. closterium* — не должна превышать веса от $0,2$ до $0,3 \text{ г}$. В связи с тем что сырая масса водорослей может содержать до 90% воды, первую экстракцию проводили смесью Фолча в соотношении 1 хлороформ : 1 этанол. Последующие две-три экстракции липидов проводили смесью Фолча в соотношении 2 хлороформ : 1 этанол. Экстракты объединяли и промывали три-четыре раза дистиллированной водой для удаления нелипидных примесей. Затем аликвоту липидного экстракта сжигали в концентрированной серной кислоте. Время сжигания пробы составило 20 мин. После добавления фосфованилинового реактива и развития окраски определяли оптическую плотность проб на спектрофотометре СФ-2000 при длине волны 530 нм по стандартной формуле [Руководство по ... , 2004; Wawrik, Harriman, 2010].

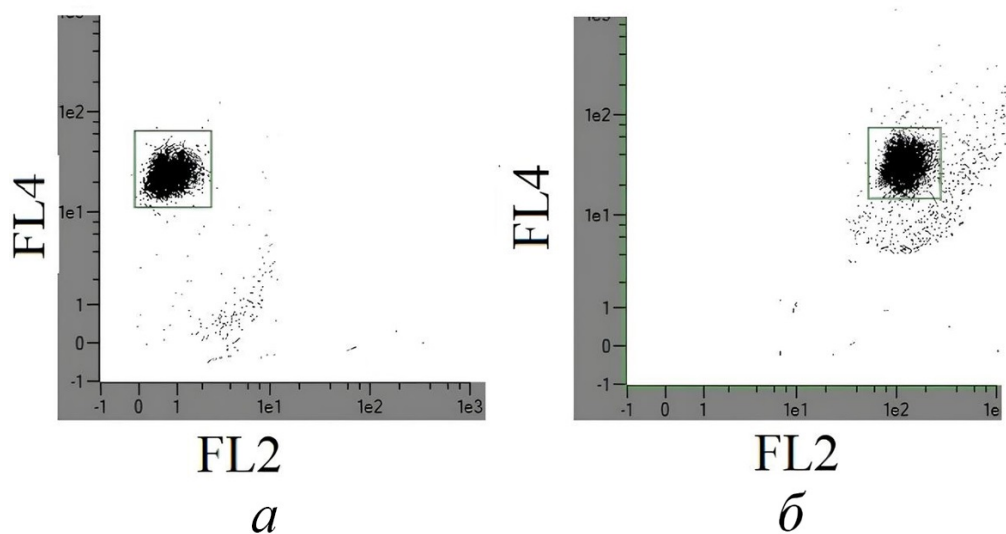


Рис. 1. Цитограммы кластеров культуры *Dunaliella salina* — неокрашенной NR (а) и окрашенной NR (б); ось абсцисс — флуоресценция в красной области спектра (FL4, 675 нм), ось ординат — флуоресценция в оранжевой области спектра (FL2, 575 нм)

В качестве стандарта для построения калибровочного графика использовали липиды, выделенные из *C. closterium* смесью Фолча, данную калибровочную кривую применяли для всех используемых в работе видов микроводорослей (рисунок 2).

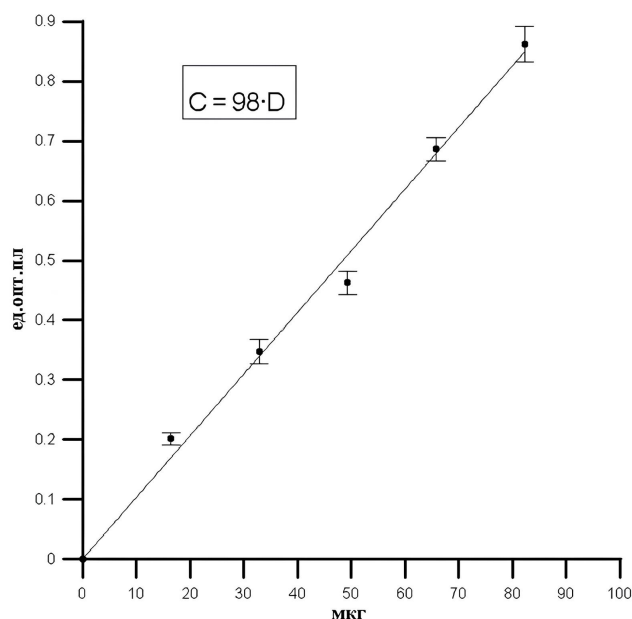


Рис. 2. Калибровочная кривая зависимости оптической плотности на длине волны 530 нм (ось ординат) от концентрации липидов (ось абсцисс)

Статистическая обработка данных выполнялась на базе стандартных программных пакетов Microsoft Excel 7.0, Statistica-5, Grapher-9, SigmaPlot для персонального компьютера. Рассчитывали средние арифметические и стандартные отклонения (SD) (минимум 3000 клеток для каждой из проб) по трём повторностям. Достоверность различий выборочных средних оценивали с помощью парного t-критерия (α) и коэффициентов корреляции (R). Для получения уравнений корреляции использовали линейный регрессионный анализ (P – 95 %).

Результаты и обсуждение

На рисунке 3а показан выбор оптимального времени окрашивания, на рисунке 3б — оптимальной концентрации добавляемого красителя NR в аликвоту с культурой. Такого рода процедура была проведена для всех исследуемых видов водорослей и получен идентичный результат. На предложенном рисунке в качестве примера выбран вид *Dunaliella salina*, выращенный при интенсивности света $140 \text{ мкЭ} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ на среде f/2. С увеличением продолжительности окрашивания проб NR интенсивность флуоресценции клеток возрастала (смещение пика вдоль оси абсцисс — на рисунке 3а), а её вариабельность снижалась (более высокий и узкий пик). После 7 мин окрашивания характер флуоресценции водорослей менялся незначительно. При продолжительности окраски более 20 мин флуоресценция FL2 оказывалась завышенной, вероятно, за счёт неспецифических свойств самого красителя.

Оптимальное время окрашивания составляло около 10 мин, поскольку при этом достигалась максимальная интенсивность окраски клеток (пик смещён вправо достаточно далеко, чтобы избежать недооценки окрашенных клеток) и её наименьшая вариабельность (узкий пик). Наши результаты хорошо согласуются с опубликованными протоколами 10-минутной окраски нильским красным разных видов микроводорослей с применением проточной цитометрии и с использованием флуоресцентного спектрофотометра [de la Jara et al., 2003; Chen et al., 2009].

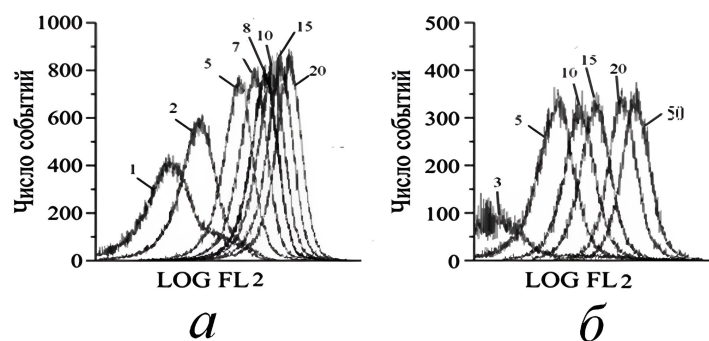


Рис. 3. Зависимость интенсивности и характера окраски нильским красным (флуоресценция FL2 — ось абсцисс) культуры *Dunaliella salina* от её продолжительности (а) (время указано в минутах) и концентрации рабочего раствора NR (мкл) (б)

Оптимальная концентрация рабочего раствора NR составила 20 мкл на 1 мл культуры. Следует отметить, что флуоресценция FL2 при добавлении свыше 25 мкл рабочего раствора возрастала незначительно, что позволило сделать вышеизложенный вывод об оптимальной концентрации NR для исследуемых видов водорослей. Аналогичные результаты были получены для *Navicula sp.* и *Tropidoneis sp.* [Cooksey et al., 1987], тем не менее авторами [Cole et al., 1990] использовались более низкие значения концентрации нильского красного для анализа липидов у инфузорий, а в работе [de la Jara et al., 2003] показано, что оптимальная концентрация NR составила 50 мкл на 1 мл культуры.

Вместе с тем нет полной уверенности в том, что данный метод окраски моновидовых культур окажется столь же эффективным и в цитометрическом исследовании других видов микроводорослей, в частности динофитовых, которые не тестировались в нашем исследовании. Несмотря на то что в ранних исследованиях нильский красный был успешно применён в качестве флуоресцентного зонда для обнаружения как нейтральных, так и полярных липидов у водорослей из различных классов [Cooksey et al., 1987; Eltgroth, Watwood, Wolfe, 2005; Elsey et al., 2007; Mendoza et al., 2008; Chen et al., 2009], для представителей рода Chlorophyceae получены плохо воспроизводимые и случайные результаты [Satpati, Pal, 2015]. Авторы [de la Jara et al., 2003] объясняют это наличием у зелёных микроводорослей толстой, жёсткой стенки клеток, которая препятствует эффективному проникновению красителя. Однако нами показана возможность окраски NR зелёной культуры *Dunaliella salina*, которую тестировали в ряде работ, включая нашу [Mendoza et al., 2008; Guzmán et al., 2012].

Чтобы убедиться, что флуоресцентный метод определения липидов даёт результаты, сходные с традиционным спектрофотометрическим методом, использовали образцы культур микроводорослей различных таксономических групп, выращенные в условиях среды, приведённых в таблице. На рисунке 4 показана достоверная положительная корреляция между содержанием липидов в клетках водорослей и интенсивностью флуоресценции нильского красного (канал FL2).

Наши результаты показали отсутствие существенной разницы между двумя используемыми в работе методами. В работах [Cooksey et al., 1987; de la Jara et al., 2003; Elsey et al., 2007; Mendoza et al., 2008] получена также положительная линейная корреляция, однако с меньшим коэффициентом детерминации, что, вероятно, связано с ошибками при измерении липидов используемым в работах гравиметрическим методом, основные недостатки которого описаны нами во введении. Не стоит исключать и возможные неточности, связанные с флуоресцентным методом, который также может привести к переоценке или недооценке содержания липидов в клетках водорослей, так как интенсивность флуоресценции красителей зависит от характеристик отдельных штаммов, особенно это касается микроводорослей рода Chlorophyceae или других видов и условий окраски.

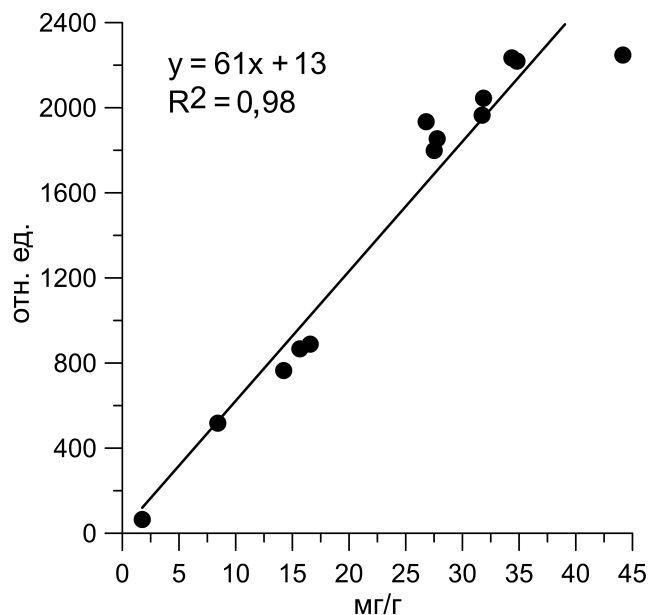


Рис. 4. Зависимость между интенсивностью флуоресценции NR (FL2) (ось абсцисс) и содержанием липидов в клетках водорослей (ось ординат)

Тем не менее результаты, приведенные в данной работе, показали, что комбинирование стандартного спектрофотометрического метода и флуоресцентного, реализуемого путём окрашивания клеток нильским красным, может служить надёжным подходом для оценки липидов в клетках микроводорослей. Полученная высокая достоверная корреляция между двумя методами (относительная стандартная ошибка 3 %) позволяет сделать вывод о перспективности флуоресцентного метода, который даёт возможность избегать использования опасных растворителей и длительных, трудоёмких процедур. Следует также отметить, что такой подход в сочетании с проточной цитометрией позволяет определять липиды даже в низкоконцентрируемой культуре водорослей и сам анализ в среднем занимает тридцать минут.

Таким образом, используемые в экспериментах культуры микроводорослей хорошо окрашивались нильским красным на разных стадиях роста, что позволяло эффективно оценивать относительное содержание липидов в них с помощью проточной цитометрии. Оптимальное время окраски составило 10 минут, концентрация рабочего раствора NR, добавляемого в культуральную среду, — 20 мкл на 1 мл культуры. Результаты показали отсутствие существенной разницы между применёнными в работе методами: традиционным спектрофотометрическим и флуоресцентным ($R^2 = 0,98$).

Выводы

Полученные результаты показали отсутствие существенной разницы между спектрофотометрическим и флуоресцентным методами определения липидов в микроводорослях. Комбинирование стандартного спектрофотометрического метода и флуоресцентного, реализуемого путём окрашивания клеток нильским красным, может служить надёжным подходом для оценки липидов в клетках микроводорослей.

Список литературы

1. Железнова С. Н., Геворгиз Р. Г., Бобко Н. И., Лелеков А. С. Питательная среда для интенсивной культуры диатомовой водоросли *Cylindrotheca closterium* (Ehrenb.) Reimann et Lewin – перспективного объекта биотехнологий // Актуальная биотехнология. – 2015. – № 3. – С. 46–48.
2. Оценка плотности культуры фототрофных микроорганизмов методом йодатной окисляемости / Геворгиз Р. Г. [и др.] ; Рос. акад. наук, Ин-т мор. биол. исслед. им. А. О. Ковалевского. – Севастополь : ИМБИ, 2015. – 31 с.
3. Инструкция по массовому разведению морских одноклеточных водорослей и коловраток / Всесоюз. науч.-исслед. ин-т мор. рыб. хоз-ва и океанографии ; сост.: Л. В. Спекторова [и др.]. – Москва : ВНИРО, 1986. – 63 с.
4. Руководство по современным биохимическим методам исследования водных экосистем, перспективных для промысла и марикультуры / Всесоюз. науч.-исслед. ин-т мор. рыб. хоз-ва и океанографии ; под ред. А. И. Агатовой. – Москва : ВНИРО, 2004. – 123 с.
5. Соломонова Е. С., Муханов В. С. Оценка доли физиологически активных клеток в накопительных культурах *Phaeodactylum tricornerutum* и *Nitzschia sp* с помощью проточной цитометрии // Морской экологический журнал. – 2011. – Т. 10, № 4. – С. 67–72.
6. Финенко З. З., Ланская Л. А. Рост и скорость деления водорослей в лимитированных объемах воды // Экологическая физиология морских планктонных водорослей (в условиях культур) / Акад. наук УССР, Ин-т биологии юж. морей им. А. О. Ковалевского ; под общ. ред. К. М. Хайлова. – Киев : Наук. думка, 1971. – С. 22–51.
7. Bligh E. G., Dyer W. J. A rapid method of total lipid extraction and purification // Canadian Journal of Biochemistry and Physiology. – 1959. – Vol. 37, nr 8. – P. 911–917. – <https://doi.org/10.1139/O59-099>
8. Brett M., Müller-Navarra D. The role of highly unsaturated fatty acids in aquatic foodweb processes // Freshwater Biology. – 1997. – Vol. 38, iss. 3. – P. 483–499. – <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00220.x>
9. Chen W., Zhang C., Song L., Sommerfeld M., Hu Q. A high throughput Nile red method for quantitative measurement of neutral lipids in microalgae // Journal of Microbiological Methods. – 2009. – Vol. 77, iss. 1. – P. 41–47. – <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2009.01.001>
10. Cole T. A., Fok A. K., Ueno M. S., Allen R. D. Use of Nile red as a rapid measure of lipid content in ciliates // European Journal of Protistology. – 1990. – Vol. 25, iss. 4. – P. 361–368. – [https://doi.org/10.1016/S0932-4739\(11\)80129-X](https://doi.org/10.1016/S0932-4739(11)80129-X)
11. Cooksey K. E., Guckert J. B., Williams S. A., Callis P. R. Fluorometric determination of the neutral lipid content of microalgal cells using Nile Red // Journal of Microbiological Methods. – 1987. – Vol. 6, iss. 6. – P. 333–345. – [https://doi.org/10.1016/0167-7012\(87\)90019-4](https://doi.org/10.1016/0167-7012(87)90019-4)
12. Davey H. M., Kell D. B. Flow cytometry and cell sorting of heterogeneous microbial populations: the importance of single-cell analyses // Microbiological Reviews. – 1996. – Vol. 60, iss. 4. – P. 641–696. – <https://doi.org/10.1128/mr.60.4.641-696.1996>
13. Eelsey D., Jameson D., Raleigh B., Cooney M. J. Fluorescent measurement of microalgal neutral lipids // Journal of Microbiological Methods. – 2007. – Vol. 68, iss. 3. – P. 639–642. – <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2006.11.008>
14. Eltgroth M. L., Watwood R. L., Wolfe G. V. Production and cellular localization of neutral long-chain lipids in the Haptophyte algae *Isochrysis galbana* and *Emiliania huxleyi* // Journal of Phycology. – 2005. – Vol. 41, iss. 5. – P. 1000–1009. – <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2005.00128.x>

15. Gao C., Xiong W., Zhang Y., Yuan W., Wu Q. Rapid quantitation of lipid in microalgae by time-domain nuclear magnetic resonance // Journal of Microbiological Methods. – 2008. – Vol. 75, iss. 3. – P. 437–440. – <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2008.07.019>
16. Guillard R. R. L., Ryther J. H. Studies of marine planktonic diatoms. I. *Cyclotella nana* Hustedt, and *Detonula confervacea* (Cleve) Gran // Canadian Journal of Microbiology. – 1962. – Vol. 8, nr 2. – P. 229–239. – <https://doi.org/10.1139/m62-029>
17. Guzmán H. M., de la Jara Valido A., Presmanes K. F., Duarte L. C. Quick estimation of intraspecific variation of fatty acid composition in *Dunaliella salina* using flow cytometry and Nile Red // Journal of Applied Phycology. – 2012. – Vol. 24, iss. 5. – P. 1237–1243. – <https://doi.org/10.1007/s10811-011-9768-y>
18. Gurr M. I., Harwood J. L., Frayn K. N. Lipid Biochemistry. – 5th ed. – Oxford : Blackwell Science, 2002. – 336 p.
19. Hu Q., Sommerfeld M., Jarvis E., Ghirardi M., Posewitz M., Seibert M., Darzins A. Microalgal Triacylglycerols as feedstocks for biofuel production: perspectives and advances // The Plant Journal. – 2008. – Vol. 54, iss. 4. – P. 621–639. – <https://doi.org/10.1111/j.1365-313X.2008.03492.x>
20. Huang G. H., Chen G., Chen F. Rapid screening method for lipid production in alga based on Nile Red fluorescence // Biomass and Bioenergy. – 2009. – Vol. 33, iss. 10. – P. 1386–1392. – <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.05.022>
21. de la Jara A., Mendoza H., Martel A., Molina C., Nordström L., de la Rosa V., Díaz R. Flow cytometric determination of lipid content in a marine dinoflagellate, *Cryptothecodinium cohnii* // Journal of Applied Phycology. – 2003. – Vol. 15, iss. 5. – P. 433–438. – <https://doi.org/10.1023/A:1026007902078>
22. Mendoza H., de la Jara A., Freijanes K., Carmona L., Ramos A. A., de Sousa Duarte V., Varela J. C. S. Characterization of *Dunaliella salina* strains by flow cytometry: a new approach to select carotenoid hyperproducing strains // Electronic Journal of Biotechnology. – 2008. – Vol. 11, iss. 4. – P. 2–13. – <https://doi.org/10.2225/vol11-issue4-fulltext-2>
23. Montero M. F., Aristizábal M., Reina G. G. Isolation of high-lipid content strains of the marine microalga *Tetraselmis suecica* for biodiesel production by flow cytometry and single-cell sorting // Journal of Applied Phycology. – 2011. – Vol. 23, iss. 6. – P. 1053–1057. – <https://doi.org/10.1007/s10811-010-9623-6>
24. Pereira H., Barreira L., Figueiredo F., Custódio L., Vizetto-Duarte C., Polo C., Rešek E., Engelen A., Varela J. Polyunsaturated fatty acids of marine macroalgae: potential for nutritional and pharmaceutical applications // Marine Drugs. – 2012. – Vol. 10, iss. 9. – P. 1920–1935. – <https://doi.org/10.3390/md10091920>
25. Satpati G. G., Pal R. Rapid detection of neutral lipid in green microalgae by flow cytometry in combination with Nile Red staining – an improved technique // Annals of Microbiology. – 2015. – Vol. 65, no 2. – P. 937–949. – <https://doi.org/10.1007/s13213-014-0937-5>
26. Shahidi F., Ambigaipalan P. Omega-3 polyunsaturated fatty acids and their health benefits // Annual Review of Food Science and Technology. – 2018. – Vol. 9. – P. 345–381. – <https://doi.org/10.1146/annurev-food-111317-095850>
27. Wawrik B., Harriman B. H. Rapid, colorimetric quantification of lipid from algal cultures // Journal of Microbiological Methods. – 2010. – Vol. 80, iss. 3. – P. 262–266. – <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2010.01.016>

**INVESTIGATION OF THE BIOCHEMICAL CONTENT OF MICROALGAE
USING FLOW CYTOMETRY**

Solomonova E. S., Zheleznova S. N.

*A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation,
e-mail: solomonov83@mail.ru*

Abstract: Lipid content in microalgae cells belonging to different taxonomic groups and grown under different cultivation conditions was determined using spectrophotometric and flow cytometry methods in combination with fluorochrome Nile Red (NR), a fluorescent marker of neutral and polar lipids in algal cells. It was shown that all cultures used in the experiments stained well with Nile Red at different growth stages: orange fluorescence of FL2 channel (575 nm), was marked for lipid identification in the cells. The optimum staining time was 10 min, when NR working solution was added, 20 μ l per 1 ml of culture medium. The results obtained showed that there was no significant difference between spectrophotometric and fluorescence methods for the determination of lipids in microalgae, $R^2 = 0.98$. Combination of standard spectrophotometric method and fluorescence method realized by staining cells with Nile Red can serve as a reliable approach for estimation of lipids in microalgae cells.

Keywords: lipids, microalgae, spectrophotometric method, flow cytometry, Nile Red.

Сведения об авторах

Соломонова
Екатерина
Сергеевна кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация, e-mail: solomonov83@mail.ru

Железнова
Светлана
Николаевна кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН», просп. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация, e-mail: zheleznovasveta@yandex.ru

*Поступила в редакцию 26.12.2023 г.
Принята к публикации 12.01.2024 г.*

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр
«ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ЮЖНЫХ МОРЕЙ имени А.О. КОВАЛЕВСКОГО РАН»

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
«Федеральный исследовательский центр
«СУБТРОПИЧЕСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК»

БИОРАЗНООБРАЗИЕ И УСТОЙЧИВОЕ РАЗВИТИЕ

Основан в мае 2016 г.

Основатель журнала –
ФГБУН «Карадагская научная станция им. Т.И.Вяземского –
природный заповедник РАН»

Научное издание

Журнал зарегистрирован в Федеральной службе по надзору в сфере связи,
информационных технологий и массовых коммуникаций
Свидетельство о регистрации средства массовой информации
Сер. ПИ № ФС77-76870 от 11 октября 2019 г.

Рекомендовано к печати решением учёного совета Федерального государственного бюджетного
учреждения науки Федерального исследовательского центра
«Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»
(протокол № 2 от 19.02.2024 г.).

Главный редактор: доктор геогр. наук Горбунов Р. В.
Заместитель главного редактора: доктор биол. наук Довгаль И. В.
Ответственный секретарь: кандидат геогр. наук Горбунова Т. Ю.
Корректор: Уткина Е. Г.
Компьютерная вёрстка: Майборода Д. И.
Макет обложки: Келип М.-Е. А.

Фото на обложке: Основные типы наземного покрова в бассейне реки Эль-Аси (Оронт) в 2022 г.

Подписано к печати: 29.02.2024 г.
Дата выхода: 15.03.2024 г.
Формат 60x84/8 Усл. печ. л. 10,9 Тираж: 100 экз.

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

Распространяется бесплатно

ISSN 2949-4583



9 772949 458006

2 3 0 0 3



>