

НАУЧНЫЕ СООБЩЕНИЯ

**МАКРОФИТОЦЕНОЗЫ КАК БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ БАРЬЕРЫ
ГИПЕРЭВТРОФИКАЦИИ ВОД МИНЕРАЛЬНЫМ ФОСФОРОМ
В АКВАТОРИЯХ ЮГО-ЗАПАДНОГО КРЫМА**

© 2025 г. В. Н. Егоров, Н. А. Мильчакова, Н. И. Бобко, Ю. Г. Марченко
ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Российская Федерация
E-mail: egorov@ibss-ras.ru

Поступила в редакцию 30.07.2024; после доработки 16.01.2025;
принята к публикации 20.03.2025.

Цель работы заключалась в изучении особенностей концентрирования минерального фосфора занесёнными в Красную книгу Республики Крым бурыми водорослями *Cystoseira crinita* и *Cystoseira barbata* и в оценке роли макрофитобентоса прибрежной экосистемы Юго-Западного Крыма в создании биогеохимических барьеров, регулирующих конкурентные отношения продуцентов за биогенные элементы. Определено, что *Cystoseira crinita* и *Cystoseira barbata* концентрируют минеральный фосфор до уровней 170,0–377,1 мг·кг⁻¹, в среднем (224,7 ± 55,7) мг·кг⁻¹ сухой массы, с коэффициентами накопления 15 454–92 244 единицы, в среднем (35 300 ± 27 800). По новой номенклатуре семейства Sargassaceae Kützinger, эти виды водорослей входят в состав эрикариевого фитоценоза *Ericaria crinita* + *Gongolaria barbata* – *Cladostephus spongiosus* – *Ellisolandia elongata* (*Ericaria* sp.). В целом бурые водоросли прибрежных биотопов поглощают и задерживают свыше 80 % объёма минеральных форм фосфора, содержащихся в водной среде, и ежедневно возвращают в неё лишь до 16 % его максимально поглощаемого потока, что является значимым фактором кондиционирования биогенного состава вод.

Ключевые слова: биогенные элементы, макрофитобентос, пул минерального фосфора в воде и водорослях, Юго-Западный Крым, Чёрное море

По мнению специалистов в области охраны природы, избыточное поступление биогенных элементов обусловило гиперэвтрофикацию и снижение качества вод Чёрного моря. Особенно это коснулось его прибрежных акваторий. Негативное воздействие гиперэвтрофикации на экосистему моря привело к цветению фитопланктона, гипоксии и заморным явлениям, вспышкам развития синезелёных микроорганизмов и желетелого планктона, снижению прозрачности вод, увеличению потоков органического вещества из зоны фотосинтеза и изменению баланса основных трофических цепей [Губанов и др., 2004; Зайцев и др., 1989; Иванов и др., 2006; Куфтаркова и др., 2006; Юнёв и др., 2019; Fiori et al., 2016; Mee, 1992; Oguz, Gilbert, 2007]. При снижении хозяйственной деятельности в регионе в 1990-х гг. возврата экосистемы Чёрного моря к состоянию до начала гиперэвтрофикации не произошло [Юнёв и др., 2019; Slepchuk et al., 2017]. Современные работы в области деэвтрофикации акваторий направлены на повышение стандартов недопущения загрязнения морской среды антропогенными органическими соединениями и биогенными элементами. Из актуальных направлений исследований в этой области, связанных с использованием макрофитов для снижения первичной продукции фитопланктона, можно отметить следующие:

- 1) разработку технологий безопасного вмешательства в процессы функционирования природных экосистем и изъятия из них избыточных количеств биогенных элементов [Комплексная адаптация цистозеры, 1985];
- 2) создание геохимических барьеров на биопозитивных поверхностях, снижающих доступность биогенных элементов для первичных продукционных процессов [Александров, 2008];
- 3) обоснование методов нормирования предельно допустимых потоков загрязнения морской среды по биогеохимическим критериям [Егоров, 2019; Поликарпов, Егоров, 1986; Egorov, 2021].

Проблемы сохранения экологического состояния морских природных комплексов особенно актуальны для Юго-Западного Крыма, который, по данным Международного союза охраны природы, является одним из центров биоразнообразия Европы и традиционным рекреационным и туристическим объектом [Морские охраняемые акватории Крыма, 2015]. В связи с этим в прибрежной зоне Крыма создана 31 особо охраняемая природная территория (далее — ООПТ), на которой законодательно ограничена хозяйственная деятельность.

Интерес к самоочищению вод в результате воздействия природных биогеохимических процессов привёл к созданию полуэмпирической теории минерального обмена гидробионтов [Поликарпов, Егоров, 1986] и к разработке теории радиационного и химического гомеостаза морских экосистем [Егоров, 2019; Egorov, 2021]. Применение балансовых методов математического моделирования с учётом биогеохимических механизмов взаимодействий в экосистемах подтвердило справедливость гипотезы академика В. И. Вернадского о том, что в процессе воспроизводства живого и косного вещества воспроизводятся и условия его обитания [Вернадский, 1965]. Это открыло путь к разработке методов нормирования предельно допустимых потоков антропогенного воздействия по биогеохимическим критериям, базирующимся на показателях экологической ёмкости [Поликарпов, Егоров, 1981] и ассимиляционной способности [Егоров, 2019; Израэль, Цыбань, 1983; Egorov, 2021] морских экосистем.

Установлено, что концентрация практически всех химических веществ в живых и косных компонентах экосистем зависит от их удельного содержания в воде [Поликарпов, 1964]. Концентрационные функции гидробионтов связаны с физико-химическими формами поглощаемых веществ, с сорбционными, метаболическими и трофическими взаимодействиями, а также с порядком реакций их минерального и энергетического обмена. Эти взаимодействия в целом регулируются закономерностями минерализации вод, законами Стокса, Фрейндлиха, Ленгмюра, Моно и Михаэлиса — Ментен, а также энергетическими аспектами трофодинамики [Поликарпов, Егоров, 1986; Поповичев, Егоров, 2009]. Из литературы известно, что основными биогенными элементами, лимитирующими первичную продукцию, являются азот и фосфор [Redfield, 1958]. По современным представлениям [Зилов, 2009], для каждого первичного образования органического вещества массой 1000 г требуется 80 г углерода, 2 г фосфора и 14 г азота. Лимитирующим фактором продуцирования выступает тот биогенный элемент, пропорция которого в водной среде меньше, чем стехиометрическое отношение $N : P = 16 : 1$ по молярной концентрации или $N : P = 7 : 1$ по весовой. Превышение величины этого соотношения указывает на фосфорное лимитирование, снижение — на азотное. Очевидно, что доступность биогенных элементов для поддержания первичных продукционных процессов определяется их содержанием в водной среде в растворённой форме. Их пулы в любых других биотопах являются барьерами для эвтрофикации вод. Поэтому определение вклада отдельных биоценозов в формирование пулов биогенных элементов позволяет оценить как их барьерную роль в деэвтрофикации вод, так и конкурентные отношения продуцентов в прибрежных фотических зонах.

В пределах настоящей работы авторами ставилась цель оценить пулы биогенных элементов в макрофитоценозах на примере определения закономерностей концентрирования минерального фосфора бурыми водорослями прибрежных акваторий Юго-Западного Крыма. Объектом этих

исследований была выбрана Стрелецкая бухта города Севастополя с обитающими в ней бурыми водорослями *Cystoseira crinita* и *Cystoseira barbata*, занесёнными в Красную книгу Республики Крым [2015], в макрофитобентосе и эрикариевом фитоценозе *Ericaria crinita* + *Gongolaria barbata* – *Cladostephus spongiosus* – *Ellisolandia elongata* в прибрежных акваториях ООПТ, Севастопольской бухты и взморья Крымского полуострова. Для выполнения поставленной цели решались следующие задачи:

- 1) изучить по результатам ежемесячных наблюдений с 9 апреля 2023 г. по 31 марта 2024 г. годовой цикл изменения концентрации минерального фосфора в воде и в бурых водорослях *Cystoseira crinita* и *Cystoseira barbata* в кутовой части Стрелецкой бухты;
- 2) определить закономерности концентрирования минерального фосфора выбранными для исследования видами цистозеры в зависимости от изменения его содержания в водорослях и воде;
- 3) оценить распределение биомассы *Ericaria* sp. *crinita* (Duby) Molinari & Guiry и *Gongolaria barbata* (Stackhouse) Kuntze по глубине в районах ООПТ, Севастопольской бухты и взморья Крымского полуострова;
- 4) рассчитать пулы минерального фосфора в макрофитобентосе и оценить его роль как фактора извлечения биогенных элементов из растворённого состояния водной среды и биохимического барьера для гиперэвтрофикации вод.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материал собран в результате гидробиологических исследований, выполненных в 2023–2024 гг. в Стрелецкой бухте (44,59597108177086°, 33,46977409556002°) и в прибрежных акваториях Юго-Западного Крыма (регион Севастополя) в 2015–2024 гг. (рис. 1).

Образцы бурых водорослей отбирали на глубине 1,0–1,5 м с определением температуры воды на горизонте 0,3 м по эхолоту Lowrance HOOK-5 с GPS-навигатором. При этом регистрировали приливные и сейшевые изменения уровня вод в бухте, которые не превышали 0,2–0,4 м, а также метеорологическую обстановку. При скорости ветра более 8 м·с⁻¹ и атмосферных осадках пробы не отбирали. Как известно [AlgaeBase, 2024], таксономическое положение бурых водорослей *Cystoseira crinita* и *Cystoseira barbata* недавно изменилось: теперь это *Ericaria* sp. *crinita* и *Gongolaria* sp. *barbata* соответственно. Родовые отличия фосфорного метаболизма этих водорослей не регистрировали. В таблицах с обработанными данными и на рисунках с материалами по концентрации минерального фосфора водоросли указывали только как *Ericaria crinita*. Предполагали, что влияние вариабельности от всех неучтённых гидродинамических, метеорологических, гидрохимических и биологических факторов входит в доверительные границы разброса параметров, которые определяли при уровне значимости $\alpha = 0,05$.

Для анализа состава и структуры макрофитобентоса и эрикариевого фитоценоза *Ericaria crinita* + *Gongolaria barbata* – *Cladostephus spongiosus* – *Ellisolandia elongata*, а также распределения биомассы доминирующих и сопутствующих видов использовали данные гидрботанических съёмок (рис. 1), выполненных в летний период в прибрежной зоне (рис. 2) Юго-Западного Крыма (регион Севастополя). Профили закладывали на участках с различным типом природопользования — в акваториях ООПТ города Севастополя, вблизи зон судоходства и рекреации.

Отбор количественных проб макрофитобентоса проводили на 12 гидрботанических профилях по стандартной гидрботанической методике [Калугина-Гутник, 1975]. На каждой глубине (0,5; 1; 3; 5 и 10 м) закладывали учётную рамку 25 × 25 см в четырёхкратной повторности с применением легководолазного снаряжения с борта МНИС «Виктория» (ФИЦ ИнБЮМ). Для каждой станции учитывали общее проективное покрытие (%), тип донных осадков, состояние донных фитоценозов и популяций ключевых видов. Всего собрано и обработано 268 количественных проб макрофитов.

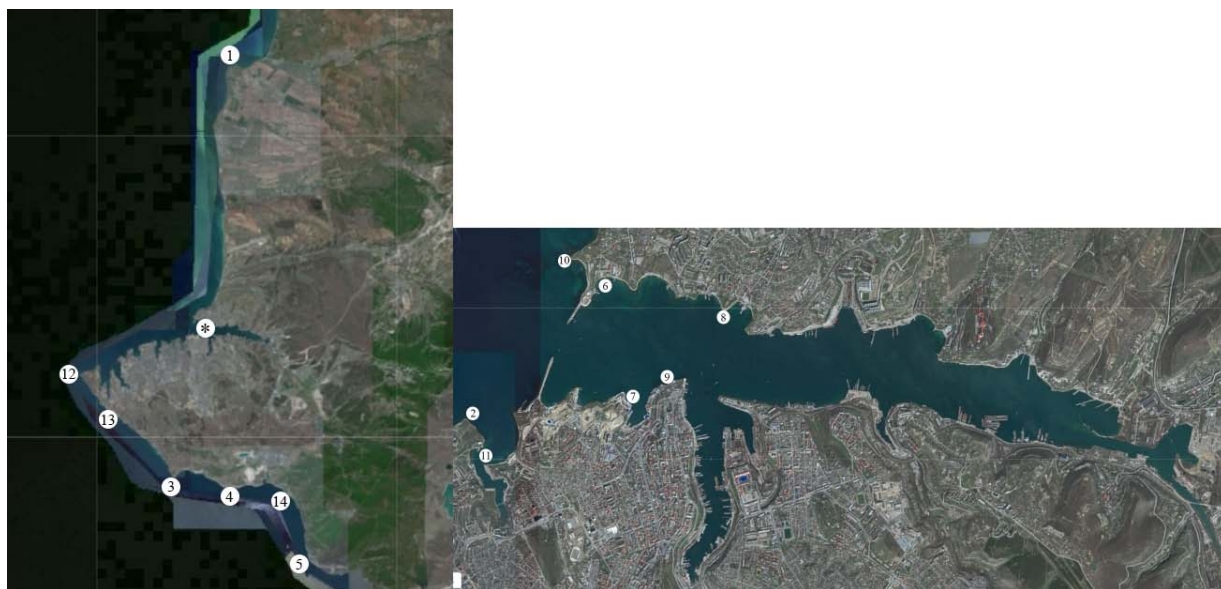


Рис. 1. Карта-схема расположения станций отбора проб макрофитобентоса в прибрежной зоне Юго-Западного Крыма (регион Севастополя) в 2015–2021 гг.: 1 — памятник природы «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Лукулл»; 2 — памятник природы «Прибрежный аквальный комплекс у заповедника Херсонес Таврический»; 3 — памятник природы «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Фиолент»; 4 — государственный природный ландшафтный заказник «Караньский»; 5 — государственный природный ландшафтный заказник «Мыс Айя»; 6 — бухта Константиновская; 7 — мыс Хрустальный; 8 — мыс Кордон; 9 — акватория у Памятника затопленным кораблям; 10 — мыс Коса Северная; 11 — бухта Карантинная, входной мыс Восточный; 12 — мыс Херсонес; 13 — бухта Голубая; 14 — акватория у скалы Серая (у Балаклавы); 15 — Стрелецкая бухта; * — станции, расположенные в Севастопольской бухте

Fig. 1. Map of the location of sampling stations for the study of macrophytobenthos in the coastal zone of the Southwestern Crimea (Sevastopol region) in 2015–2021: 1, natural monument Coastal Aquatic Complex near Cape Lukull; 2, natural monument Coastal Aquatic Complex near the Chersonesus Nature Reserve; 3, natural monument Coastal Aquatic Complex near the Cape Fiolent; 4, state natural landscape reserve Karansky; 5, state natural landscape reserve Cape Aya; 6, the Konstantinovskaya Bay; 7, the Cape Khrustalny; 8, the Cape Kordon; 9, water area near the Monument to the Sunken Ships; 10, the Cape Severnaya Kosa; 11, the Karantinnaya Bay, an entrance Cape Vostochny; 12, the Cape Chersonesus; 13, the Golubaya Bay; 14, water area off the Seraya Rock (near Balaklava); 15, the Streletskaia Bay; *, stations within the Sevastopol Bay

Методы обработки проб макрофитобентоса. В лабораторных условиях пробы макрофитов промывали проточной морской водой, очищая от примесей донных осадков и обрастания. Для каждой пробы определяли воздушно-влажную массу (более 0,1 г) видов-литофитов и их эпифитных синузий, общую фитомассу макрофитов, массу (г) и количество особей доминирующих видов (экз.). Для каждой глубины рассчитывали биомассу ($\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$) и численность ($\text{экз.} \cdot \text{м}^{-2}$) видов, по которым характеризовали развитие макрофитобентоса и особенности его пространственного распределения.

Идентификацию макроводорослей проводили по монографическим источникам [Виноградова, 1974; Зинова, 1967], учитывая данные таксономических ревизий и номенклатурных изменений [AlgaeBase, 2024]. При описании структуры макрофитобентоса использовали классификацию донной растительности Чёрного моря по А. А. Калугиной-Гутник [1975].

Методы гидрохимического анализа воды и химического состава макроводорослей. Для химического анализа мы отбирали верхушечные ветви талломов водорослей [Комплексная адаптация цистозиры, 1985], которые, по результатам альгологических оценок и экспериментов с ^{32}P , обладали наибольшей физиологической активностью [Поповичев, Егоров, 2009].

Пробоподготовку осуществляли по методике [ГОСТ 26263-84, 1985], анализ содержания минерального фосфора — согласно [Методы гидрохимических исследований, 1988]. Измерения концентрации минерального фосфора в воде и водорослях проводили в трёх повторностях. Для анализов отбирали фрагменты водорослей, относящиеся к ветвям 3–4-го порядка. Для определения концентрации фосфора навеску 0,1 г эрикарии (предварительно промытой, высушенной и размолотой) сжигали в муфельной печи при +750 °С до состояния светло-серого порошка. Сожжённую пробу растворяли в 1 мл концентрированной соляной кислоты и доводили дистиллятом до 100 мл. Далее определение было основано на образовании фосфорно-молибденового комплекса и на его последующем восстановлении до сильноокрашенного голубого соединения, поглощающегося при длине волны 885 нм (метод Морфи — Райли). Коэффициент пересчёта сырой на сухую массу водорослей, k , составлял 4,11.

Расчётные и статистические методы обработки данных. Для анализа полученных результатов использовали соотношения, вытекающие из теории радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем [Поликарпов, 1964; Egorov, 2021]. Коэффициент накопления фосфора (K_n) талломами *E. crinita* с учётом размерности параметров рассчитывали по формуле:

$$K_n = 1000 \times C_{erc}/C_w, \quad (1)$$

где C_{erc} и C_w — концентрация минерального фосфора в водорослях ($\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ сырой массы) и в воде ($\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$) соответственно.

По результатам наблюдений определяли зависимости параметров степенной функции (C_{erc} и K_n) от независимой переменной (C_w) по уравнениям:

$$C_{erc} = C_w^b$$

или

$$K_n = C_w^{b1}, \quad (2)$$

где b и $b1$ — показатели степени, характеризующие скорости процессов.

Пул минерального фосфора (в %) в донных фитоценозах (P_{alg}) рассчитывали по отношению к его содержанию в водной среде (P_w):

$$P_{alg}(\%) = 100 \times (1 + 1/(m_{yd} 1000(C_{alg}/C_w))) \quad (3)$$

и

$$P_{alg}(\%) = 100 \times (1 + 1/(m_{yd} K_n / 10^6 h)), \quad (4)$$

где m_{yd} — биомасса *E. crinita* (воздушно-сырая, $\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$);

h — глубина произрастания водорослей (м).



Рис. 2. Биотоп *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata* в прибрежной зоне Юго-Западного Крыма (мыс Фиолент, глубина 1 м, фото С. Ракши)

Fig. 2. Biotope of *Ericaria crinita* and *Gongolaria barbata* in the coastal zone of the Southwestern Crimea (the Cape Fiolent, depth of 1 m, photo by S. Raksha)

Статистическую обработку данных проводили в программе Statistica 12 с определением среднего квадратичного отклонения (σ) и коэффициента детерминации (R^2) для гидрохимических и фитоценологических параметров. Статистическую значимость коэффициентов регрессии и линейность зависимостей определяли по критерию Стьюдента [Парчевская, 1969].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Данные о содержании минерального фосфора в поверхностном слое воды и в *E. crinita*, полученные в результате экологического мониторинга устьевой зоны Стрелецкой бухты, представлены в табл. 1.

Таблица 1. Результаты определений концентрации биогенных элементов в воде и в бурой водоросли *Ericaria crinita* в Стрелецкой бухте

Table 1. Results of determination of nutrient concentration in water and a brown alga *Ericaria crinita* in the Streletskaia Bay

Дата	Номер дня года	Температура воды (°C)	Концентрация H_2PO_4 в воде $\pm \sigma$ (мкг Р·л ⁻¹)	Концентрация фосфора в <i>E. crinita</i> $\pm \sigma$ (мг·кг ⁻¹ сырой массы)	Коэффициент накопления (K_n) фосфора <i>E. crinita</i> (на сырую массу)
09.04.2023	99	+13,2	$3,8 \pm 0,1$	$377,1 \pm 45$	99 244
28.05.2023	149	+16,0	$9,0 \pm 0,14$	$194,6 \pm 23$	21 627
24.06.2023	174	+20,0	$7,0 \pm 0,11$	$184,9 \pm 22$	26 416
24.07.2023	206	+25,3	$10,5 \pm 0,16$	$187,3 \pm 22$	17 872
23.08.2023	236	+25,6	$6,0 \pm 0,09$	$197,0 \pm 24$	32 846
14.09.2023	258	+25,3	$7,0 \pm 0,11$	$192,2 \pm 23$	27 459
20.10.2023	294	+23,4	$6,4 \pm 0,11$	$219,0 \pm 26$	34 215
22.11.2023	316	+14,1	$7,0 \pm 0,11$	$238,4 \pm 29$	34 063
25.12.2023	360	+11,3	$7,0 \pm 0,11$	$235,0 \pm 28$	35 576
18.01.2024	18	+8,8	$4,0 \pm 0,06$	$253,0 \pm 30$	63 260
28.02.2024	57	+9,6	$14,0 \pm 0,21$	$248,0 \pm 30$	17 714
31.03.2024	91	+12,5	$11,0 \pm 0,17$	$170,0 \pm 20$	15 454
В среднем			$7,7 \pm 2,9$	$224,7 \pm 27$	$35\,300 \pm 27\,800$

Примечание: σ — среднее квадратичное отклонение.

Note: σ , standard deviation.

По результатам определений (табл. 1) было установлено: в течение календарного года наблюдались слабо выраженные тенденции снижения содержания минерального фосфора в поверхностной воде и в *E. crinita* Стрелецкой бухты (см. рис. 3Б, В). Концентрация H_2PO_4 в воде варьировала в пределах 3,8–14,0 мкг·л⁻¹; C_w в среднем оценивалась величиной ($7,7 \pm 2,9$) мкг·л⁻¹. Содержание в *E. crinita* составляло 170,0–377,1 мг·кг⁻¹ сырой массы водорослей; $C_{\text{ерс}}$ в среднем — ($224,7 \pm 55,3$) мг·кг⁻¹. Значения коэффициента накопления фосфора *E. crinita* изменялись в пределах 15 454–99 244; K_n в среднем составляла ($35\,300 \pm 27\,800$).

Сравнительный анализ степени развития макрофитобентоса, ценозообразующих и сопутствующих видов показал: независимо от района произрастания, наибольшие средние значения биомассы эрикариевого фитоценоза приходились на глубины от 0,5 до 1 м с максимумом на участках открытого взморья (табл. 2, 3). При этом вклад *E. crinita* и *G. barbata* в биомассу фитоценоза снижался повсеместно с увеличением глубины — в 1,5 раза в акваториях ООПТ и открытого взморья и в 4,3 раза в Севастопольской бухте (табл. 3). Следует также отметить, что с уменьшением вклада *E. crinita* и *G. barbata* в общую биомассу фитоценоза возрастала роль сопутствующих видов, в том числе эпифитных синузий, что свидетельствовало об изменении условий произрастания, освещённости, прозрачности и состава донных осадков. При этом совокупное влияние данных

факторов во многом определяло особенности структуры и развития макрофитобентоса на исследуемых участках. Наибольшее повышение вклада сопутствующих видов с увеличением глубины зафиксировано в диапазоне от 5 до 10 м, особенно на участках Севастопольской бухты и вблизи её устьевой зоны (табл. 3), где этот показатель достигал 61,2–95,2 %.

Таблица 2. Изменение биомассы ($\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$) эрикариевого фитоценоза по глубинам на разных участках прибрежной зоны Севастополя (Юго-Западный Крым, 2015–2021 гг.)

Table 2. Changes in biomass ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$) of the *Ericaria*-dominated phytocenosis by depth in various areas of the coastal zone of Sevastopol (the Southwestern Crimea, 2015–2021)

Полигон	Биомасса на разной глубине				
	0,5 м	1 м	3 м	5 м	10 м
Акватории ООПТ (полигон 1)					
ПП «ПАК у мыса Лукулл»	754	4751	3635	3556	3134
ПП «ПАК у заповедника Херсонес Таврический»	1780	2627	3904	2310	751
ПП «ПАК у мыса Фиолент»	4445	3480	1892	4461	1995
ГПЛЗ «Караньский»	6471	8475	4382	3739	1307
ГПЛЗ «Мыс Айя»	5819	3352	1953	4716	3432
Севастопольская бухта (полигон 2)					
Бухта Константиновская, входной мыс	992	423	424	35	–
Мыс Хрустальный	745	1224	1310	306	13
Мыс Кордон	4700	5064	2323	1,2	–
Акватория у Памятника затопленным кораблям	5483	3416	1864	655	–
Открытое взморье (полигон 3)					
Мыс Коса Северная	11 458	12 889	5572	3157	131
Бухта Карантинная, входной мыс Восточный	7035	5286	4450	1621	702
Мыс Херсонес	7727	11 755	14 068	9045	2391
Бухта Голубая	5224	3817	3039	5741	4906
Акватория у скалы Серая	8000	5465	8376	3839	3945

Примечание: ПП — памятник природы; ПАК — прибрежный аквальный комплекс; ГПЛЗ — государственный природный ландшафтный заказник.

Note: ПП, natural monument; ПАК, coastal aquatic complex; ГПЛЗ, state natural landscape reserve.

По усреднённым значениям удельной биомассы ($m_{\text{уд}}$) фитоценоза по районам и глубинам дана оценка вклада в неё *E. crinita* и *G. barbata* (табл. 2, 3). Для этих видов средние удельные биомассы в пересчёте на сырой вес на глубинах 0,5; 1; 3; 5 и 10 м составляли:

- в районе 1 — (3853 ± 2980) , (4537 ± 2930) , (3153 ± 1155) , (3756 ± 3153) и $(2132 \pm 1151) \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ соответственно;
- в районе 2 — (2980 ± 2461) , (2636 ± 2280) , (1864 ± 816) , (181 ± 316) и $(6 \pm 3) \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$;
- в районе 3 — (7906 ± 2305) , (7842 ± 4158) , (7101 ± 4359) , (4680 ± 2353) и $(2445 \pm 2323) \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$.

Вклад биомассы эрикарии и гонголярии в удельную биомассу фитоценоза на глубинах 0,5; 1; 3; 5 и 10 м оценивался следующим образом:

- в районе 1 — $(89,7 \pm 4,8)$, $(81,8 \pm 2,9)$, $(75,7 \pm 6,9)$, $(68,8 \pm 9,3)$ и $(58,1 \pm 18,0) \%$ соответственно;
- в районе 2 — $(76,5 \pm 12,0)$, $(81,3 \pm 6,1)$, $(51,5 \pm 18,2)$, $(25,0 \pm 24,5)$ и $(17,9 \pm 35,8) \%$;
- в районе 3 — $(87,9 \pm 3,7)$, $(86,6 \pm 9,1)$, $(72,9 \pm 6,7)$, $(63,2 \pm 3,6)$ и $(57,4 \pm 31,5) \%$.

На основе полученных данных и с использованием соотношений (3) и (4) были установлены вклад эрикариевого фитоценоза в деэвтрофикацию вод и способность *E. crinita* и *G. barbata* концентрировать минеральный фосфор. Результаты ежемесячных определений годового цикла температуры воды и изменения концентрационных характеристик фосфора в воде и в бурых водорослях в кутовой части Стрелецкой бухты представлены на рис. 3.

Таблица 3. Изменение биомассы ($\text{г}\cdot\text{м}^{-2}$) *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata* и сопутствующих видов, а также их вклада (%) в биомассу эрикариевого фитоценоза по глубинам в прибрежной зоне Севастополя (2015–2021 гг.)

Table 3. Change in biomass ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) of *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata*, and associated species, as well as change in their contribution (%) to biomass of the *Ericaria*-dominated phytocenosis, by depth in the coastal zone of Sevastopol (2015–2021)

Полигон	Биомасса на разной глубине				
	0,5 м	1 м	3 м	5 м	10 м
Акватории ООПТ (полигон 1)					
ПП «ПАК у мыса Лукулл»	653 (86,6)	4588 (96,6)	2751 (75,7)	2544 (71,5)	2600 (83)
	101 (13,4)	163 (3,4)	884 (24,3)	1012 (28,5)	534 (17)
ПП «ПАК у заповедника Херсонес Таврический»	1629 (91,5)	2369 (90,2)	2813 (72,1)	1335 (57,8)	292 (38,9)
	151 (8,5)	260 (9,8)	1091 (27,9)	975 (42,2)	459 (61,1)
ПП «ПАК у мыса Фиолент»	4324 (97,3)	3220 (92,5)	1266 (66,9)	2909 (65,2)	1376 (69)
	121(2,7)	260 (7,5)	626 (33,1)	1552 (34,8)	619 (31)
ГПЛЗ «Караньский»	5621 (86,9)	7603 (89,7)	3440 (78,6)	2603 (66,6)	716 (54,8)
	850 (13,1)	872 (10,3)	942 (21,4)	1136 (33,4)	591 (45,2)
ГПЛЗ «Мыс Айя»	5016 (86,2)	3025 (90,2)	1666 (85,3)	3912 (83)	1537 (44,8)
	803 (13,8)	327 (9,8)	287 (14,7)	804 (17)	1895 (55,2)
Севастопольская бухта (полигон 2)					
Бухта Константиновская, входной мыс	623 (62,8)	310 (73,4)	185 (43,6)	3 (9,3)	—
	369 (37,2)	113 (26,6)	239 (56,4)	32 (90,7)	
Мыс Хрустальный	522 (70,1)	980 (80,1)	588 (44,9)	168 (54,7)	9 (71,7)
	223 (29,9)	244 (19,9)	722 (55,1)	138 (45,3)	4 (28,3)
Мыс Кордон	4060 (86,4)	4415 (87,2)	1823 (78,5)	нет цистозир	—
	640 (13,6)	649 (12,8)	500 (21,5)		
Акватория у Памятника затопленным кораблям	4766 (86,9)	2894 (84,7)	727 (39,0)	212 (32,4)	—
	717 (13,1)	522 (15,3)	1137 (61,0)	453 (67,6)	
Открытое взморье Севастополя (полигон 3)					
Мыс Коса Северная	10 765 (94,0)	12 314 (95,5)	4333 (77,8)	2042 (64,7)	7 (5,3)
	693 (6,0)	575 (4,5)	1239 (22,2)	1115 (35,3)	124 (94,7)
Бухта Карантинная, входной мыс Восточный	6166 (87,7)	4883 (92,4)	2878 (64,7)	1035 (63,8)	456 (65,1)
	869 (12,3)	403 (7,6)	1572 (35,3)	586 (36,2)	246 (34,9)
Мыс Херсонес	6713 (86,9)	10 658 (90,7)	11 197 (79,6)	6157 (68,1)	1789 (74,8)
	1014 (13,1)	1097 (9,3)	2871 (20,4)	2888 (31,9)	602 (25,2)
Бухта Голубая	4384 (83,9)	2798 (73,3)	2301 (75,7)	3496 (60,9)	4243 (86,5)
	840 (16,1)	1019 (26,7)	738 (24,3)	2245 (39,1)	663 (13,5)
Акватория у скалы Серая	6943 (86,8)	4441 (81,3)	5586 (66,7)	2253 (58,7)	2203 (55,8)
	1057 (13,2)	1024 (18,7)	2790 (33,3)	1586 (41,3)	1742 (44,2)

Примечание: в числителе — общая биомасса *E. crinita* и *G. barbata*; в скобках — доля этих видов (%) в биомассе фитоценоза. В знаменателе — биомасса сопутствующих видов; в скобках — их вклад (%) в биомассу фитоценоза.

Note: in the numerator, the total biomass of *E. crinita* and *G. barbata* is provided, and in brackets, the proportion of these species (%) in the phytocenosis biomass is given. In the denominator, the biomass of associated species is provided, and in brackets, their contribution (%) to the phytocenosis biomass is given.

Анализ особенностей концентрирования минерального фосфора бурыми водорослями (рис. 3) выявил закономерности, связанные с его содержанием в водной среде. Было отмечено, что при рассмотрении зависимости между C_w и C_{alg} в линейных координатах концентрирующая способность бурых водорослей уменьшалась в соответствии с коэффициентом детерминации $R^2 = 0,193$. Определение статистической значимости коэффициента линейной регрессии этой

зависимости по критерию Стьюдента показало, что его расчётное значение $t_{\text{набл}} = 1,54$ было меньше критического $t_{\text{кр}} = 2,228$, установленного из таблиц с уровнем значимости $\alpha = 0,05$ (при $n - 2 = 10$ степенях свободы). Поэтому линейная тенденция к снижению концентрации минерального фосфора в водорослях при увеличении его относительного содержания в воде была статистически незначимой.

Данные в логарифмическом масштабе по осям ординат, соответствующие степенной зависимости между C_w и C_{alg} , представлены на рис. 3Г. В этом случае корреляционная связь между концентрациями минерального фосфора в воде и в *E. crinita* оценивалась коэффициентом детерминации $R^2 = 0,331$. Для данной функции параметры критерия Стьюдента были следующими: расчётное значение $t_{\text{набл}} = 2,224$, его критическое значение (при $\alpha = 0,100$) $t_{\text{кр}} = 1,812$. Эти результаты были рассмотрены с точки зрения ошибки второго рода [Налимов, 1971], то есть вероятности неприятия гипотезы о достоверности описания результатов экспериментальных наблюдений степенной функцией. Анализ свидетельствовал, что выборочные параметры представленной на рис. 3Г степенной зависимости между C_w и C_{alg} в 90 % случаев попадали в интервал разбросов параметров генеральной совокупности.

Рассмотрение данных по изменению концентрирующей функции водорослей, выраженной через коэффициенты накопления (K_n), показало, что зависимость между C_w и K_n описывалась уравнением линейной регрессии с коэффициентом детерминации $R^2 = 0,562$. Этой зависимости соответствует $t_{\text{набл}} = 3,567$ (больше, чем $t_{\text{кр}} = 2,228$). Поэтому с уровнем значимости $\alpha = 0,05$ она может быть принята значимой. Сравнение показателя линейности ($\xi = 0,439$) этой функции с оценкой его погрешности ($O_\xi = 0,209$) продемонстрировало, что зависимость между C_w и K_n нелинейна. Однако она (см. рис. 3Д) с высокой статистической значимостью ($R^2 = 0,891$) может быть аппроксимирована степенной функцией:

$$K_n = 417000 C_w^{-1,321}. \quad (5)$$

Эта функция была применена в дальнейшем для определения пула минерального фосфора в водорослях.

Расчёты по формуле (4) позволили определить пулы минерального фосфора в эрикариевом фитоценозе и в *E. crinita* (табл. 4) в сравнении с его общим содержанием под 1 м² водного столба с учётом разброса значений коэффициента накопления (табл. 1).

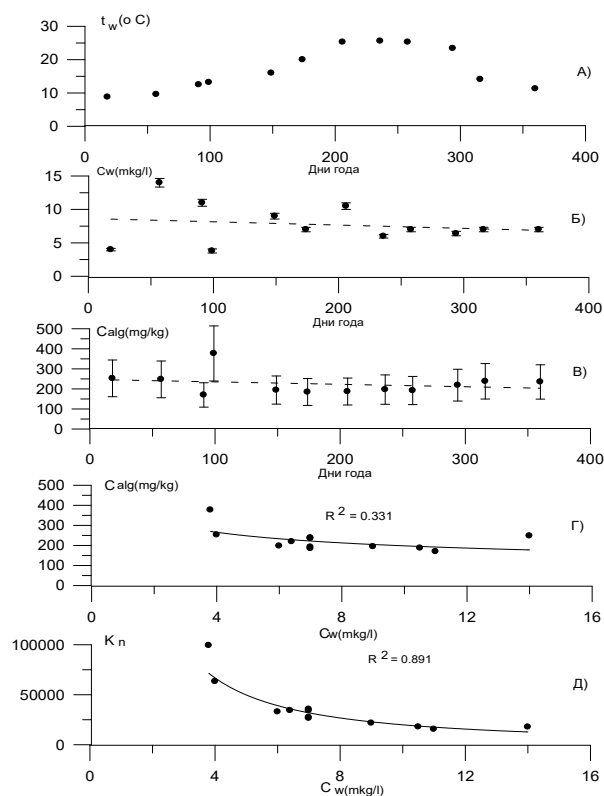


Рис. 3. Изменение температуры (А), концентрации минерального фосфора в поверхностном слое воды (Б) и в бурых водорослях (В), зависимость концентрации (Г) и коэффициентов накопления (Д) минерального фосфора водорослями в Стрелецкой бухте (2023–2024 гг.)

Fig. 3. Changes in temperature (A), concentration of mineral phosphorus in the surface layer of water (B) and in brown algae (V), and dependence of concentration (Г) and accumulation coefficients (Д) of mineral phosphorus by algae in the Streletskaia Bay (2023–2024)

Таблица 4. Изменение средней доли пула (%) минерального фосфора (числитель) и его диапазона (знаменатель) в биомассе эрикариевого фитоценоза прибрежной зоны Севастополя по глубинам (2015–2021 гг.)

Table 4. Changes in the mean proportion of mineral phosphorus pool (%) (the numerator) and its range (the denominator) in the biomass of the *Ericaria*-dominated phytocenosis by depth in the coastal zone of Sevastopol (2015–2021)

Полигон	Глубина, м				
	0,5	1	3	5	10
1, акватории ООПТ	$\frac{99,5}{99,2-99,9}$	$\frac{99,9}{99,6-99,8}$	$\frac{96,1}{94,2-99,1}$	$\frac{95,6}{92,1-98,7}$	$\frac{86,1}{76,7-95,5}$
2, бухта Севастопольская	$\frac{99,3}{98,7-99,8}$	$\frac{98,5}{97,8-99,7}$	$\frac{91,5}{85,6-97,5}$	$\frac{84,7}{74,4-94,9}$	$\frac{78,0}{64,0-92,0}$
3, открытое взморье	$\frac{99,8}{99,5-99,9}$	$\frac{99,5}{99,2-99,9}$	$\frac{98,5}{97,4-99,6}$	$\frac{96,7}{93,6-99,9}$	$\frac{77,1}{78,9-96,0}$

Примечание: номера и названия полигонов соответствуют таковым в табл. 2, 3.

Note: numbers and names of polygons correspond to those in Tables 2, 3.

Представленные в табл. 4 данные свидетельствуют, что высокие значения пула и наиболее выраженное его снижение отмечены на участках открытого взморья — 99,5 % на глубине 0,5 м и 77,1 % на глубине 10 м. Он уменьшался в акваториях в направлении от верхней к средней сублитеральной зоне (от 0,5 до 10 м). Из данных табл. 4 следует, что в диапазоне глубин до 10 м эрикариевый фитоценоз может почти полностью извлекать минеральный фосфор из водной среды, ограничивая тем самым его доступность для других продуцентов.

Практически все макрофитоценозы Крыма имеют прибрежные и жидкие границы. Содержание биогенных элементов в этих акваториях определяется как биогеохимическими факторами, так и внешним влиянием. В результате биогеохимических процессов биогенные элементы извлекаются из растворённого состояния, концентрируются в живом и косном веществе экосистем, приобретают плотность, отличающуюся от удельной плотности морской среды, и вовлекаются в биогеохимические циклы их оборота, выброса на побережья и элиминации в водные и геологические депо. Экспериментальные исследования с радиоактивной меткой фосфора ^{32}P показали, что кинетические закономерности фосфорного обмена *E. crinita* описываются камерной моделью, согласно которой поглощение водорослями минерального фосфора из водной среды идёт по уравнению Михаэлиса — Ментен [Паттон, 1968], а его прижизненное выведение описывается метаболическими реакциями первого порядка [Поповичев, Егоров, 2009]. У *E. crinita* имеются фонды фосфора, зависящие от объёмно-массовых соотношений ветвей различных порядков и обмениваемые с разными скоростями. Так, средний показатель скорости обмена фосфора у этого вида составил $0,16 \text{ сут}^{-1}$, а период его оборота — около 6 сут.

Поступление биогенных элементов в макрофитоценозы с атмосферными осадками, со склоновым и речным стоками может изменять характеристики химического лимитирования первичных продукционных процессов [Егоров и др., 2023]. Адвекционные явления и Основное черноморское течение скоростью до $1 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$ обеспечивают обмен биогенными элементами со смежными районами и с открытым морем [Егоров и др., 2018]. Макробиоценозы являются открытыми системами, и стационарные уровни концентраций растворённых в водной среде биогенных элементов определяются соотношением потоков их поступления и элиминации, которые обусловлены совокупным воздействием всех учтённых и неучтённых факторов. В этом контексте задача адекватного использования биогеохимических критериев сводится или к оценке уровней содержания растворённых биогенных элементов, приводящих к гиперэвтрофикации вод, или к обоснованию рекомендаций по нормированию предельно допустимых потоков их поступления в акватории,

в первую очередь с высоким рекреационным или туристическим статусом. Известно, что степенные функции вида (2) нашли широкое применение при описании биогеохимических закономерностей взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды. При положительных значениях параметров b и b_1 степенная функция совпадает с уравнением Фрейндлиха, характеризующим сорбционное насыщение твёрдого тела. При отрицательных значениях b и b_1 уравнение (2) отражает одновременное воздействие как сорбционных, так и метаболических процессов. Асимптотические оценки рассчитанных по формуле (2) значений K_n и C_{alg} как функций C_w могут быть использованы для прогнозирования предельных уровней самоочищения вод [Egorov, 2021]. Поэтому материалы, представленные в настоящей работе, являются этапом исследований, которые направлены на изучение связывания минерального фосфора макрофитоценозами как фактора, определяющего их барьерную роль в деэвтрофикации вод, а также как параметрической базы для использования биогеохимических критериев для нормирования предельно допустимых потоков антропогенного воздействия.

Выводы:

1. При содержании минерального фосфора в воде в пределах $3,8\text{--}10,5\text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ бурая водоросль *Ericaria crinita* концентрирует его в диапазоне $170,0\text{--}377,1\text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы, в среднем $(224,7 \pm 55,7)\text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, с коэффициентами накопления $15\,454\text{--}92\,244$ единицы, в среднем $(35\,300 \pm 27\,800)$. Выраженная в коэффициентах накопления концентрирующая способность многолетних бурых водорослей с увеличением содержания минерального фосфора в водной среде снижается в соответствии со степенной функцией с отрицательным показателем скорости этого снижения. Определённость зависимости между концентрацией минерального фосфора в воде C_w и коэффициентом его накопления K_n характеризуется высоким значением коэффициента детерминации $R^2 = 0,891$, а вероятность непринятия в качестве достоверной гипотезы о степенной зависимости между концентрацией минерального фосфора в воде и водорослях составляет 90 %.
2. Пул минерального фосфора в эрикариевом фитоценозе на всех исследуемых участках снижался на глубинах от 0,5 до 10 м: в акваториях ООПТ — с 99,5 до 86,1 %, в Севастопольской бухте — с 99,3 до 78,0 %, на открытом взморье — с 96,8 до 77,1 %. В целом эрикариевый фитоценоз поглощает и задерживает свыше 80 % минеральных форм фосфора, содержащихся в водной среде, и ежедневно возвращает в неё до 16 % его максимально поглощаемого потока.
3. Многолетний эрикариевый фитоценоз, доминирующий в прибрежной зоне Юго-Западного Крыма, может почти полностью извлекать минеральный фосфор из водной среды, ограничивая тем самым его доступность для других продуцентов. Впервые выполненные исследования показали его высокую роль в связывании минерального фосфора в акваториях Юго-Западного Крыма в Чёрном море.
4. Полученные результаты могут быть использованы для выработки мер по улучшению качества прибрежных вод в условиях интенсификации природопользования, для прогнозирования вероятных изменений прибрежных экосистем при усилении антропогенного воздействия и других негативных факторов, в том числе связанных с формированием промышленных, транспортных, рекреационных и других зон у берегов России в Чёрном море.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по темам «Изучение биогеохимических закономерностей радиоэкологических и хемозкологических процессов в экосистемах водоёмов Азово-Черноморского бассейна в сравнении с другими акваториями Мирового океана и отдельными водными экосистемами их водосборных бассейнов для обеспечения устойчивого развития на южных морях России» (№ гос. регистрации 124030100127-7) и «Биоразнообразие как основа устойчивого функционирования морских экосистем, критерии и научные принципы его сохранения» (№ гос. регистрации 124022400148-4).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Александров Б. Г. *Гидробиологические основы управления состоянием прибрежных экосистем Чёрного моря*. Киев : Наукова думка, 2008. 343 с. [Aleksandrov B. G. *Gidrobiologicheskie osnovy upravleniya sostoyaniem pribrezhnykh ekosistem Chernogo morya*. Kyiv : Naukova dumka, 2008, 343 p. (in Russ.)]
2. Вернадский В. И. *Химическое строение биосферы Земли и её окружения*. Москва : Наука, 1965. 374 с. [Vernadsky V. I. *Khimicheskoe stroenie biosfery Zemli i ee okruzheniya*. Moscow : Nauka, 1965, 374 p. (in Russ.)]
3. Виноградова К. Л. *Ульвовые водоросли (Chlorophyta) морей СССР*. Ленинград : Наука, Ленингр. отд-ние, 1974. 166 с. [Vinoogradova K. L. *Ul'vovye vodorosli (Chlorophyta) morei SSSR*. Leningrad : Nauka, Leningr. otd-nie, 1974, 166 p. (in Russ.)]
4. ГОСТ 26263-84. *Почвы. Методы определения валового фосфора и валового калия* : государственный стандарт Союза ССР : утверждён и введён в действие Постановлением Государственного комитета СССР по стандартам от 21.08.1984 № 2939 : введён впервые : дата введения 1985-07-01 / подготовлен Министерством сельского хозяйства СССР. Москва : Издательство стандартов, 1985. 11 с. [GOST 26263-84. *Pochvy. Metody opredeleniya valovogo fosfora i valovogo kaliya* : gosudarstvennyi standart Soyuzu SSR : utverzhden i vveden v deistvie Postanovleniem Gosudarstvennogo komiteta SSSR po standartam ot 21.08.1984 No. 2939 : vveden v pervye : data vvedeniya 1985-07-01 / podgotovlen Ministerstvom sel'skogo khozyaistva SSSR. Moscow : Izdatel'stvo standartov, 1985, 11 p. (in Russ.)]
5. Губанов В. И., Мальченко Ю. А., Куфтаркова Е. А., Ковригина Н. П. Диагноз современного состояния вод севавтопольского взморья (Чёрное море) по результатам мониторинга гидрохимических характеристик // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2004. Вып. 10. С. 141–148. [Gubanov V. I., Mal'chenko Yu. A., Kuftarkova E. A., Kovrigina N. P. Diagnosis of modern state of coastal water near Sevastopol (the Black Sea) according to monitoring of chemical parameters. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa*, 2004, iss. 10, pp. 141–148. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/ymtpgd>
6. Егоров В. Н. *Теория радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем*. Севастополь : ФИЦ ИнБЮМ, 2019. 356 с. [Egorov V. N. *Theory of Radioisotope and Chemical Homeostasis of Marine Ecosystems*. Sevastopol : IBSS, 2019, 356 p. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/978-5-6042938-5-0>
7. Егоров В. Н., Плугатарь Ю. В., Малахова Л. В., Мирзоева Н. Ю., Гулин С. Б., Поповичев В. Н., Садогурский С. Е., Малахова Т. В., Щуров С. В., Проскурнин В. Ю., Бобко Н. И., Марченко Ю. Г., Стецюк А. П. Экологическое состояние акватории особо охраняемой природной территории «Мыс Мартъян» и проблема реализации её устойчивого развития по факторам эвтрофикации, радиоактивного и химического загрязнения вод // *Сохранение биологического разнообразия и заповедное дело в Крыму* : материалы научно-практической конференции с международным участием, Ялта, 23–26 октября 2018 г. Ялта, 2018. С. 36–40. (Научные записки природного заповедника «Мыс Мартъян» ; № 9). [Egorov V. N., Plugatar Yu. V., Malakhova L. V., Mirzoeva N. Yu., Gulin S. B., Popovichev V. N., Sadogurskii S. E., Malakhova T. V., Shchurov S. V., Proskurnin V. Yu., Bobko N. I., Marchenko Yu. G., Stetsyuk A. P. Ekologicheskoe sostoyanie akvatorii osobo okhranyaemoi prirodnoi territorii “Mys Mart'yan” i problema realizatsii ee ustoichivogo razvitiya po faktoram evtrofikatsii, radioaktivnogo i khimicheskogo zagryazneniya vod. In: *Sokhranenie biologicheskogo raznoobraziya i zapovednoe delo v Krymu* : materialy nauchno-prakticheskoi konferentsii s mezhdunarodnym uchastiem, Yalta, 23–26 oktyabrya 2018 g. Yalta, 2018, pp. 36–40. (Nauchnye zapiski prirodnogo zapovednika “Mys Mart'yan” ; iss. 9). (in Russ.)]. <https://doi.org/10.25684/NBG.scnote.009.2018.04>
8. Егоров В. Н., Мирзоева Н. Ю., Артёмов Ю. Г., Проскурнин В. Ю., Стецюк А. П., Марченко Ю. Г., Евтушенко Д. Б., Мосейченко И. Н., Чужикова-Проскурнина О. Д. Возможность

- реализации концепции устойчивого развития рекреационного побережья города Ялта в отношении биогенных элементов, радионуклидов, тяжёлых металлов и хлорорганических соединений (Крым, Чёрное море) // *Морской биологический журнал*. 2023. Т. 8, № 3. С. 12–32. [Egorov V. N., Mirzoyeva N. Yu., Artemov Yu. G., Proskurnin V. Yu., Stetsiuk A. P., Marchenko Yu. G., Evtushenko D. B., Moseichenko I. N., Chuzhikova-Proskurnina O. D. The possibility of implementation of the sustainable development concept for the recreational coastline of Yalta city regarding biogenic elements, radionuclides, heavy metals, and organochlorine compounds (Crimea, Black Sea). *Marine Biological Journal*, 2023, vol. 8, no. 3, pp. 12–32.]. <https://elibrary.ru/yhovfn>
9. Зайцев Ю. П., Гаркавая Г. П., Нестерова Д. А., Полищук Л. Н. Дунай как основной источник эвтрофирования Чёрного моря // *Гидробиологический журнал*. 1989. Т. 25, № 4. С. 21–23. [Zaitsev Yu. P., Garkavaya G. P., Nesterova D. A., Polishchuk L. N. The Danube as a basic source of the Black Sea eutrophication. *Gidrobiologicheskii zhurnal*, 1989, vol. 25, no. 4, pp. 21–23. (in Russ.)]
 10. Зилов Е. А. *Гидробиология и водная экология (организация, функционирование и загрязнение водных экосистем)*. Иркутск : Изд-во Иркутского гос. ун-та, 2009. 147 с. [Zilov E. A. *Gidrobiologiya i vodnaya ekologiya (organizatsiya, funktsionirovanie i zagryaznenie vodnykh ekosistem)*. Irkutsk : Izd-vo Irkutskogo gos. un-ta, 2009, 147 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qkspbj>
 11. Зинова А. Д. *Определитель зелёных, бурых и красных водорослей южных морей СССР*. Москва ; Ленинград : Наука, 1967. 400 с. [Zinova A. D. *Opredelitel' zelenykh, burykh i krasnykh vodoroslei yuzhnykh morei SSSR*. Moscow ; Leningrad : Nauka, 1967, 400 p. (in Russ.)]
 12. Иванов В. А., Овсяный Е. И., Репетин Л. Н., Романов А. С., Игнатьева О. Г. *Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов* / НАН Украины, Морской гидрофизический институт. Севастополь, 2006. 90 с. [Ivanov V. A., Ovsyany E. I., Repetin L. N., Romanov A. S., Ignatyeva O. G. *Hydrological and Hydrochemical Regime of the Sebastopol Bay and Its Changing Under Influence of Climatic and Anthropogenic Factors* / NAS of Ukraine, Marine Hydrophysical Institute. Sevastopol, 2006, 90 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/yriouu>
 13. Израэль Ю. А., Цыбань А. В. Об ассимиляционной ёмкости Мирового океана // *Доклады Академии наук СССР*. 1983. Т. 272, № 3. С. 702–704. [Izrael Yu. A., Tsyban A. V. On the assimilation capacity of the World Ocean. *Doklady Akademii nauk SSSR*, 1983, vol. 272, no. 3, pp. 702–704. (in Russ.)]
 14. Калугина-Гутник А. А. *Фитобентос Чёрного моря*. Киев : Наукова думка, 1975. 248 с. [Kalugina-Gutnik A. A. *Fitobentos Chernogo morya*. Kyiv : Naukova dumka, 1975, 248 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/5645>
 15. *Комплексная адаптация цистозир к градиентным условиям: научные и прикладные проблемы* / С. А. Ковардаков, А. В. Празукин, Ю. К. Фирсов, А. Е. Попов. Киев : Наукова думка, 1985. 216 с. [Kompleksnaya adaptatsiya tsistoziry k gradientnym usloviyam: nauchnye i prikladnye problemy / S. A. Kovardakov, A. V. Prazukin, Yu. K. Firsov, A. E. Popov. Kyiv : Naukova dumka, 1985, 216 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/8319>
 16. *Красная книга Республики Крым. Растения, водоросли и грибы* / отв. ред. А. В. Ена, А. В. Фатерыга. Симферополь : АРИАЛ, 2015. 480 с. [Red Book of the Republic of Crimea. Plants, Algae, and Fungi / A. V. Yena, A. V. Fateryga (Eds). Simferopol : ARIAL, 2015, 480 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/wxeqef>
 17. Куфтаркова Е. А., Губанов В. И., Ковригина Н. П., Ерёмин И. Ю., Сеничева М. И. Экологическая оценка современного состояния вод в районе взаимодействия Севастопольской бухты с прилегающей частью моря // *Морской экологический журнал*. 2006. Т. 5, № 1. С. 72–91. [Kuftarkova E. A., Gubanov V. I., Kovrigina N. P., Eremin I. Yu., Senicheva M. I. Ecological assessment of modern state of waters in the region of interaction of the Sevastopol Bay and part of the sea contiguous to it. *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2006, vol. 5, no. 1, pp. 72–91. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/851>
 18. *Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов*. Москва : ВНИРО,

1988. 119 с. [*Metody gidrokhimicheskikh issledovaniy osnovnykh biogennykh elementov*. Moscow : VNIRO, 1988, 119 p. (in Russ.)]
19. *Морские охраняемые акватории Крыма. Научный справочник* / Н. А. Мильчакова, В. В. Александров, Л. В. Бондарева, Т. В. Панкеева, Е. Б. Чернышёва ; ред. Н. А. Мильчакова. Симферополь : Н.Орианда, 2015. 312 с. [*Marine Protected Areas of the Crimea. Scientific Handbook* / N. A. Milchakova, V. V. Aleksandrov, L. V. Bondareva, T. V. Pankeeva, E. B. Chernysheva / N. A. Milchakova (Ed.). Simferopol : N.Orianda, 2015, 312 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/1399>
 20. Налимов В. В. *Теория эксперимента*. Москва : Наука, 1971. 207 с. [Nalimov V. V. *Teoriya eksperimenta*. Moscow : Nauka, 1971, 207 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/rxyndy>
 21. Паттон А. Р. *Энергетика и кинетика биохимических процессов* / пер. с англ. З. Ф. Богаутдинова. Москва : Мир, 1968. 159 с. [Patton A. R. *Biochemical Energetics and Kinetics* : transl. from Engl. by Z. F. Bogautdinov. Moscow : Mir, 1968, 159 p. (in Russ.)]
 22. Парчевская Д. С. *Статистика для радиоэкологов (практическое руководство по статистике и планированию экспериментов в радиоэкологии)*. Киев : Наукова думка, 1969. 114 с. [Parchevskaya D. S. *Statistika dlya radioekologov (prakticheskoe rukovodstvo po statistike i planirovaniyu eksperimentov v radioekologii)*. Kyiv : Naukova dumka, 1969, 114 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/1109>
 23. Поликарпов Г. Г. *Радиоэкология морских организмов*. Москва : Атомиздат, 1964. 295 с. [Polikarpov G. G. *Radioekologiya morskikh organizmov*. Moscow : Atomizdat, 1964, 295 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/12748>
 24. Полікарпов Г. Г., Егоров В. М. Здатність морських екосистем до видалення радіоактивних і хімічних забруднень з фотичного шару // *Вісник АН УРСР*. 1981. № 2. С. 73–81. [Polikarpov G. G., Egorov V. M. Zdatnist' mors'kykh ekosystem do vydalennya radioaktyvnykh i khimichnykh zabrudnen' z fotychnogo sharu. *Visnyk AN URSS*, 1981, no. 2, pp. 73–81. (in Ukr.)] <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/11224>
 25. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. *Морская динамическая радиохеомоэкология*. Москва : Энергоатомиздат, 1986. 176 с. [Polikarpov G. G., Egorov V. N. *Morskaya dinamicheskaya radiokhemoekologiya*. Moscow : Energoatomizdat, 1986, 176 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/7683>
 26. Поповичев В. Н., Егоров В. Н. Кинетические закономерности фосфорного обмена черноморской бурой водоросли *Cystoseira barbata* // *Морской экологический журнал*. 2009. Т. 8, № 1. С. 55–66. [Popovichev V. N., Egorov V. N. Kinetic regularities of exchange of phosphorus by the Black Sea brown seaweed *Cystoseira barbata*. *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2009, vol. 8, no. 1, pp. 55–66. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/1000>
 27. Юнёв О. А., Коновалов С. К., Великова В. *Антропогенная эвтрофикация в пелагической зоне Чёрного моря: долговременные тренды, механизмы, последствия* / Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН ; Морской гидрофизический институт РАН. Москва : ГЕОС, 2019. 164 с. [Yunев O. A., Kononov S. K., Velikova V. *Anthropogenic Eutrophication in the Black Sea Pelagic Zone: Long-term Trends, Mechanisms, Consequences* / A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS ; Marine Hydrophysical Institute of RAS. Moscow : GEOS, 2019, 164 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/7989>
 28. Egorov V. N. *Theory of Radioisotopic and Chemical Homeostasis of Marine Ecosystems*. Cham, Switzerland : Springer, 2021, 320 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-80579-1>
 29. Fiori E., Zavatarelli M., Pinardi N., Mazzotti C., Ferrari C. R. Observed and simulated trophic index (TRIX) values for the Adriatic Sea basin. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 2016, vol. 16, iss. 9, pp. 2043–2054. <https://doi.org/10.5194/nhess-16-2043-2016>
 30. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway / M. D. Guiry, G. M. Guiry (Eds) : [site], 2024. URL: <http://www.algaebase.org> [accessed: 09.10.2024].

31. Mee L. D. The Black Sea in crisis: A need for concerted international action. *Ambio*, 1992, vol. 21, pp. 278–286.
32. Oguz T., Gilbert D. Abrupt transitions of the top-down controlled Black Sea pelagic ecosystem during 1960–2000: Evidence for regime-shifts under strong fishery exploitation and nutrient enrichment modulated by climate-induced variations. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 2007, vol. 54, iss. 2, pp. 220–242.
33. Redfield A. C. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 1958, vol. 46, no. 3, pp. 205–221.
34. Slepchuk K. A., Khmara T. V., Man'kovskaya E. V. Comparative assessment of the trophic level of the Sevastopol and Yuzhnaya bays using E-TRIX index. *Physical Oceanography*, 2017, no. 5, pp. 60–70. <http://doi.org/10.22449/1573-160X-2017-5-60-70>

MACROPHYTOCENOSES AS BIOGEOCHEMICAL BARRIERS TO WATER HYPEREUTROPHICATION BY MINERAL PHOSPHORUS OFF THE SOUTHWESTERN CRIMEA

V. Egorov, N. Milchakova, N. Bobko, and Yu. Marchenko

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

E-mail: egorov@ibss-ras.ru

The aim of the work was to study mineral phosphorus concentration by brown algae *Cystoseira crinita* and *Cystoseira barbata* listed in the Red Book of the Republic of Crimea and to assess the role of macrophytobenthos in the coastal ecosystem of the Southwestern Crimea in formation of biogeochemical barriers that regulate competitive relations of producers for biogenic elements. As established, *Cystoseira crinita* and *Cystoseira barbata* accumulate mineral phosphorus to levels of 170.0–377.1 mg·kg⁻¹, a mean of (224.7 ± 55.7) mg·kg⁻¹ wet weight, with accumulation factors of 15,454–92,244 units, a mean of (35,300 ± 27,800) units. According to the updated nomenclature of the family Sargassaceae Kützing, these algae species belong to the *Ericaria*-dominated phytocenosis: *Ericaria crinita* + *Gongolaria barbata* – *Cladostephus spongiosus* – *Ellisolandia elongata* (*Ericaria* sp.). In general, brown algae of coastal biotopes uptake and retain over 80% of mineral phosphorus occurring in the aquatic environment and release back only up to 16% of maximum absorbed flux daily. This highlights their critical role in conditioning the biogenic composition of waters.

Keywords: biogenic elements, macrophytobenthos, pool of mineral phosphorus in water and algae, Southwestern Crimea, Black Sea