



Среда обитания водных биологических ресурсов

Современное состояние донных сообществ в районе Святоносского поселения исландского гребешка в Баренцевом море

Н.А. Стрелкова¹, А.С. Брыкина^{1,2}

¹ Полярный филиал ГНЦ РФ ФГБНУ «ВНИРО» («ПИНРО») им. Н.М. Книповича, ул. Академика Книповича 6, г. Мурманск, 183038

² Мурманский арктический университет (ФГАОУ ВО «МАУ»), ул. Капитана Егорова, д.15, г. Мурманск, 183038

E-mail: n_anisim@pinro.vniro.ru

SPIN-код: Н.А. Стрелкова – 6074–1056, А.С. Брыкина – 5747–1257

Цель работы: оценка текущего состояния донного населения (макрозообентос) южной части Святоносского поселения исландского гребешка (Баренцево море) в пределах территориального моря России.

Материал: собран на НИС «Профессор Бойко» в ходе проведения ресурсной съёмки исландского гребешка в Баренцевом море в сентябре 2023 г. Полный количественно-таксономический анализ прилова донных беспозвоночных тралом Сигсби проведён на 85 станциях. Для оценки экологического состояния бентоса использованы: *W*-статистика Кларка, индекс преобладающей жизненной стратегии D_E , индексы *AMBI* и *M-AMBI*.

Результаты: в работе представлены общая характеристика донного населения (таксономический состав, распределение видового богатства и разнообразия, биомасса и плотности поселения, основные биомассообразующие виды, сообщества, их характеристики и распределение) и оценка его текущего экологического состояния. Средний уровень биомассы бентоса в пределах исследованного района оценён ниже ожидаемого, с учётом длительного предшествующего тёплого периода. По результатам сравнения данных 2016 и 2023 гг. отмечена положительная динамика трофической структуры бентоса. Согласно результатам тестирования с использованием индексов экологического благополучия, состояние донного населения в пределах исследованной акватории в целом оценено как соответствующее благополучному экологическому статусу, без явных структурных нарушений. Исключение составляет локальный участок юго-восточнее мыса Святой Нос, где бентос несёт следы стресса, обусловленного естественно-природной спецификой условий обитания.

Практическая значимость: полученные результаты дают представление о ходе восстановления донных сообществ после интенсивного промыслового пресса.

Ключевые слова: Баренцево море, зообентос, Святоносское поселение исландского гребешка, донные сообщества, распределение, экологическое состояние.

The current state of the benthic communities in the area of the Cape Svyatoy settlement of the Iceland scallop in the Barents Sea

Natalia A. Strelkova¹, Aleksandra S. Brykina^{1,2}

¹ Polar branch of VNIRO (N.M. Knipovich «PINRO»), 6, Academician Knipovich St., Murmansk, 183038, Russia

² Murmansk Arctic University («MAU»), 15, Kapitan Egorov str., Murmansk, 183038, Russia

The aim. Assessment of the current state of the zoobenthos in the southern part of the Cape Svyatoy settlement of the Iceland scallop in five years after the finish of its commercial exploitation.

Material and methods used. Analyzed material was sampled from the R/V «Professor Boyko» during a resource survey of the Icelandic scallop in the Barents Sea in September 2023. A complete quantitative taxonomic analysis of the Sigsbee trawl bycatches of bottom invertebrates was carried out at 85 stations within twelve-mile zone of the Cape Svyatoy settlement of the Icelandic scallop. Four indices were used for assessment of the macrobenthos ecological quality: Clark's *W*-statistic, the predominant life strategy index *DE*, *AMBI* and *M-AMBI* indices.

The results. The main characteristics of macrozoobenthos in the area of the Cape Svyatoy settlement of the Iceland scallop are described (taxonomic composition, distribution of species richness, diversity, total abundance and biomass, list of the most abundant species, characteristics and distribution of the main bottom communities). The level of average benthic biomass within the study area is estimated as lower than expected given the long preceding warm period. Based on comparison of 2016 and 2023 benthic data, the positive dynamics of the trophic structure of benthos are noted. According to results of bio-testing the ecological state of benthos, in the main part of the study area, is assessed as good and undisturbed, with the exception of area to southeast of Cape Svyatoy, where the lower values of ecological status, abundance and species diversity of benthos are caused by natural environmental conditions.

Practical significance: The results of the study provides insight into the bottom communities' recovery after intensive fishing pressure.

Keywords: Barents Sea, zoobenthos, the Cape Svyatoy settlement of the Iceland scallop, bottom communities, distribution, ecological quality.

ВВЕДЕНИЕ

Святоносское поселение исландского гребешка *Chlamys islandica* (O.F. Müller, 1776) является одним из крупнейших в Баренцевом море. Его промысловая эксплуатация была начата в 1990 г. и полностью прекращена через 28 лет в 2018 г. по причине катастрофического истощения промыслового запаса и значительного ухудшения экологической обстановки в районе промысла. С 1990 по 2016 гг. акватория Святоносского поселения была основным промысловым районом, в пределах которого было добыто более 90% гребешка, выловленного российскими судами в Баренцевом и Белом морях за этот период. При этом, наиболее интенсивно промысел осуществлялся в южной части поселения, часть которого расположена в пределах 12-мильной зоны территориальных вод РФ [Золотарев, 2016; Носова и др., 2018]. Из-за истощения промыслового запаса добыча гребешка в северной части Святоносского поселения была практически полностью прекращена уже к 2008 г., а в южной части поселения, с разной степенью интенсивности, продолжалась ещё в течение 10 лет. Результаты мониторинга и модельные расчёты показали более чем пятикратное снижение промыслового запаса исландского гребешка за время коммерческой эксплуатации поселения [Баканев, Золотарев, 2015; Баканев, Манушин, 2018].

Промысел гребешка на акватории Святоносского поселения в основном осуществлялся специализированными гребешколовными судами, оснащёнными 3–5-метровыми промысловыми драгами ножового типа (с конусовидным мешком из металлической кольчуги с диаметром колец 70 мм) и автоматизированными линиями переработки улова [Золотарев, 2016]. Технологический процесс драгировки и автоматизированной обработки уловов гребешка не предусматривал сохранения в живом виде и возвращения в естественную среду обитания сопутствующего прилова донных беспозвоночных. Практически весь улов промысловой драги подвергался термической обработке, все погибшие при этом животные и отходы переработки гребешка выбрасывались в море в месте его непосредственной добычи [Гудимова, 2004].

В 2016 г. в ходе ежегодной ресурсной съёмки промыслового запаса исландского гребешка было проведено исследование состояния донных сообществ в районах его промысла [Носова и др., 2018], в том числе, на Святоносском поселении. Состояние донных сообществ оценивалось по результатам полного количественно-таксономического анализа сопутствующего улова беспозвоночных тралом Сигсби, который использовали в качестве учётного орудия

лова при проведении ресурсной съёмки гребешка. Исследования показали целый комплекс негативных последствий многолетнего драгового промысла. На фоне выраженной деградации гребешковых поселений [Баканев, Золотарев, 2015] численность прочих донных беспозвоночных снизилась практически на порядок. В составе сообществ произошли значительные структурные изменения. В результате выбросов в море отходов судовой переработки уловов и гибели животных непосредственно в процессе драгировок резко возросло количество плотоядных организмов, в среднем составившее около четверти общей биомассы бентоса. Освободившуюся пищевую нишу исландского гребешка заняли другие группы сестонофагов, в основном губки и асцидии. Из сообществ практически исчезли детритофаги-собиратели [Носова и др., 2018]. Кроме того, в районах промысла было отмечено ухудшение эпидемиологической обстановки: резко увеличилось количество гребешков, поражённых бактериально-грибковой инфекцией [Золотарев, 2016].

С 2018 по 2022 г. ресурсные исследования исландского гребешка в пределах его Святоносского поселения не проводились. В 2023 г. Полярным филиалом ВНИРО при участии сотрудников Центрального института, в пределах 12-мильной зоны территориальных вод РФ, была проведена съёмка, основной задачей которой было исследование текущего состояния Святоносской популяции исландского гребешка. Параллельно с исследованием состояния популяций гребешка и других промысловых видов беспозвоночных был проведён полный количественно-таксономический анализ сопутствующего прилова прочих бентосных организмов.

Целью данной работы является оценка текущего состояния донного населения (макрозообентоса) южной части Святоносского поселения исландского гребешка в пределах территориального моря России.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования были проведены на судне МК-0520 «Профессор Бойко» с 13 по 25 сентября 2023 г.

Полный количественно-таксономический анализ прилова бентосных беспозвоночных был проведён на 85 станциях, расположенных в пределах 12-мильной зоны Святоносского поселения исландского гребешка (рис. 1). Глубина в пределах исследованного района колебалась от 48 до 126 м, грунт был представлен различными сочетаниями песка и ракуши; придонная температура варьировала от 5,4 до 9,4 °С.

Материал был собран тралом Сигсби с размером рамы 90×40 см и внутренней рубашкой из узлов

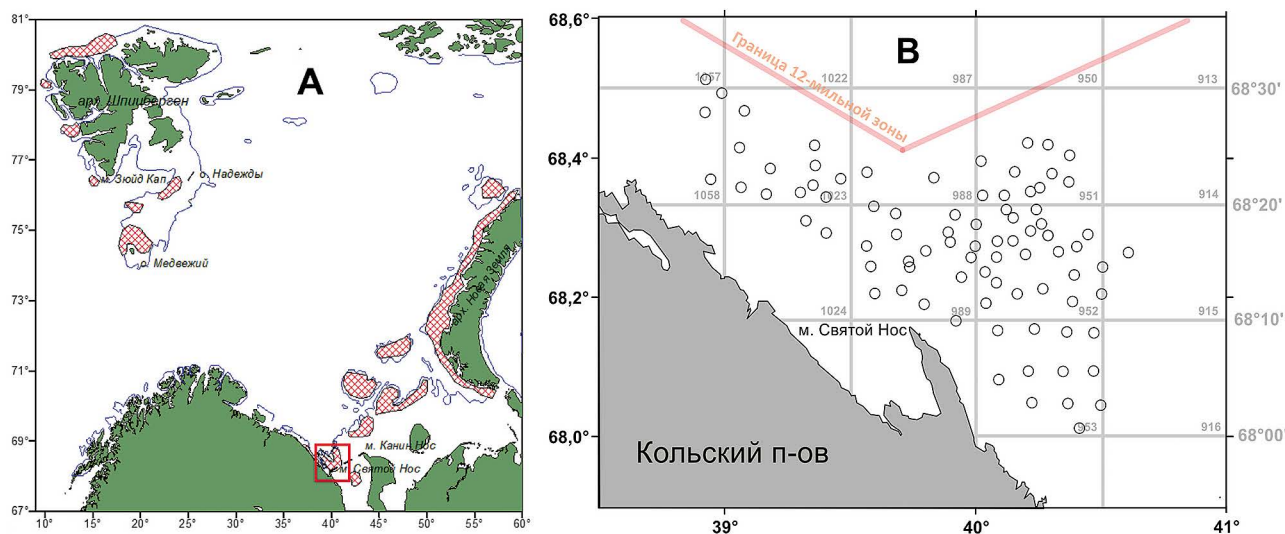


Рис. 1. Основные поселения исландского гребешка в Баренцевом море [Золотарев, 2016]. Красным квадратом отмечено Святоносское поселение (А). Станции отбора проб зообентоса в районе Святоносского поселения в сентябре 2023 г. на НИС «Профессор Бойко». Серыми линиями и номерами обозначены промысловые квадраты¹ (В)

Fig. 1. The main settlements of the Iceland scallop in the Barents Sea [Zolotarev, 2016]. The red square marks the Cape Svyatoy Iceland scallop bed (A). The stations with the zoobenthos sampling in the area of Cape Svyatoy Iceland scallop bed in September 2023 onboard of R/V «Professor Boyko». Gray lines and numbers indicate fishing squares¹ (B)

дели с шагом ячеи 10 мм. Продолжительность драгирования варьировала от 2 до 5 минут (в среднем $2,25 \pm 0,08$ минуты) при скорости судна 1,5–2,5 узла (в среднем $1,85 \pm 0,03$ узла). Дистанция драгирования, рассчитанная по координатам постановки и снятия лебёдки со стопора, составила от 59 до 479 м (в среднем $165,7 \pm 8,6$ м), а обловленная площадь дна – от 53 до 431 м² (в среднем $149,5 \pm 8,9$ м²).

Улов трала Сигсби обрабатывался по стандартной методике учёта прилова мегабентоса при донных тралениях [Захаров и др., 2022; Jorgensen et al., 2022]. Улов полностью или частично (в случае его большого объёма) промывался через металлическое сито с размером ячеи 5 мм. При большом объёме улова крупные единичные организмы отбирались из всего улова, более мелкие и массовые – из его части.

Таксономическая идентификация проводилась до видового или практически возможного уровня. Для каждого таксона определяли количество особей и их общую массу с точностью до 0,5 г. При частичной обработке улова выборочные величины биомассы и численности пересчитывали на полный улов пропорционально его проанализированной доле.

Для ретроспективного и сравнительного анализа данные пересчитывали на стандартную площадь 1 м².

¹ Согласно схеме промысловых районов Баренцева моря (бланк № 10-11), изданной Главным управлением навигации и океанографии Министерства обороны СССР по заказу всесоюзного рыбопромышленного объединения «Севрыба» в 1988 г.

Все количественные параметры в таблицах и на рисунках представлены без учёта коэффициента уловистости трала Сигсби, в связи с его значительной неопределённостью.

Видовое разнообразие оценивали с помощью индекса Шеннона-Виннера (H'_N), рассчитанного по численности в соответствии с формулой:

$$H'_N = - \sum_{i=1}^S (n_i \cdot \log_2 n_i),$$

где n_i – доля особей i -го таксона в выборке, оцениваемая как n_i/N ; N – общее количество индивидуумов в выборке; S – общее количество таксонов в выборке.

Для сравнительного анализа видового богатства в 2023 и 2016 гг. использовали индекс разрежения Хульберта (ES – Expected number of Species), представляющий собой ожидаемое число видов на стандартизированное количество особей. Индекс рассчитывали с помощью функции Individual rarefaction в программе PAST 4.12 [Hammer et al., 2001] для 1000 особей ($ES(1000 \text{ экз.})$) и 100 кг улова ($ES(100 \text{ кг})$).

Сообщества выделяли методом кластерного анализа с использованием статистической процедуры SIMPROF. В качестве показателя обилия таксона использовали биомассу, значения которой стандартизировали вычислением доли таксонов (%) от общей биомассы на станции и трансформировали логарифмированием ($\log_2(X+1)$); сходство станций оценивалось величиной коэффициента Брея-Кёртиса (K_{bk}):

Таблица 1. Шкала доминирования по численности и биомассе [Баканов, 2005]
Table 1. Scale of dominance in the terms of abundance and biomass [Bakanov, 2005]

Балл	Границы классов по численности	Границы классов по биомассе	Обозначение степени доминирования
1	$0 < N \leq 4$	$0 < B \leq 1$	Малозначимый вид
2	$4 < N \leq 16$	$1 < B \leq 6$	Второстепенный вид
3	$16 < N \leq 36$	$6 < B \leq 22$	Субдоминант
4	$36 < N \leq 64$	$22 < B \leq 50$	Доминант
5	$64 < N \leq 100$	$50 < B \leq 100$	Абсолютный доминант

Примечание: N – доля вида в общей численности, %; B – доля вида в общей биомассе, %

$$K_{bk} = 2 \frac{\sum_i \min(x_{ji}, x_{ki})}{\sum_i (x_{ji} + x_{ki})},$$

где x_{ji} и x_{ki} – параметры обилия i -го вида сравниваемых j -го и k -го участков. Станции объединялись методом средневзвешенного среднего. К одному сообществу отнесены станции, сгруппированные в кластер на 5% уровне значимости. Расчёты проведены с использованием статистического пакета PAST 4.12 и PRIMER v6.

Для количественной оценки доминирования таксонов при описании сообществ использована пятибалльная шкала А.А. Любарского [1974], адаптированная для гидробиологических описаний [Баканов, 2005] (табл. 1).

Статистическую значимость различий средних значений количественных параметров оценивали с помощью t -критерия Стьюдента в случае нормального распределения выборки и U -критерия Манна-Уитни (Mann-Whitney) в случае статистически значимого отклонения от него. Тестирование распределения на нормальность проводилось с использованием функции Normality test статистического пакета PAST 4.12 [Hammer et al., 2001].

Оценка экологического состояния донного населения проведена с использованием W -статистики Кларка, индекса преобладающей жизненной стратегии (D_E), индексов $AMBI$ и $M-AMBI$ и доли плотоядных видов в общей биомассе бентосных организмов.

W -статистика Кларка, отражает размерную структуру сообщества как суммарную ранговую разность значений биомассы и численности [Clarke, 1990]:

$$W = \sum_{i=1}^s \frac{(B_i - N_i)}{50(S-1)},$$

где B_i и N_i – накопленные проценты биомассы и численности i первых по порядку видов; S – общее чис-

ло видов. W -статистика является числовым аналогом графического ABC-метода (Abundance/Biomass Comparison) индикации стрессовых нарушений размерной структуры сообщества [Warwick, 1986], варьирует от -1 до $+1$, стремясь к -1 в полностью разрушенных и к $+1$ в ненарушенных сообществах. Нулевое значение этого показателя оценивается как переходное между экологически благополучным и нарушенным состоянием сообщества.

Индекс преобладающей жизненной стратегии (D_E) также является числовым аналогом ABC-метода и отражает степень экологического благополучия сообщества, выраженную в соотношении k и r стратегов [Денисенко, 2006]:

$$D_E = (H'_B - H'_N) / \log_2 S,$$

где H'_B – мера информационного разнообразия Шеннона-Винера, рассчитанная по биомассе; H'_N – мера информационного разнообразия Шеннона-Винера, рассчитанная по численности; S – количество видов/таксонов в выборке. D_E варьирует в диапазоне от -1 (гипотетическое, максимально стабильное сообщество с абсолютным преобладанием k -стратегов) до $+1$ (гипотетическое сообщество с абсолютным преобладанием r -стратегов). Нулевое значение оценивается как переходное между экологически благополучным и нарушенным состоянием сообщества.

Индекс $AMBI^2$ (AZTI's Marine Biotic Index,) характеризует степень нарушения мест обитания донного населения по отношению к загрязнению и определяется по сумме удельных плотностей пяти групп видов ($G_I - G_V$), в разной степени чувствительных к этому виду воздействия [Vorja et al., 2000; 2012]:

² AMBI разработан испанской корпорацией AZTI Tecnalia для оценки экологического состояния прибрежных вод европейских морских акваторий. <http://ambi.azti.es>

$$AMBI = (0 \times G_I + 1,5 G_{II} + 3,0 G_{III} + 4,5 G_{IV} + 6,0 G_V) / 100,$$

где G_I – группа, объединяющая высокочувствительные виды, обитающие лишь в незагрязнённых зонах; G_{II} – индифферентные виды, присутствующие в зонах от чистой до умеренно загрязнённой; G_{III} – толерантные виды, встречающиеся в нормальных условиях, но предпочитающие участки, обогащённые органическим веществом; G_{IV} – виды-оппортунисты второго порядка, населяющие участки с уровнем загрязнения от слабого до выраженного; G_V – виды-оппортунисты первого порядка, устойчивые к гипоксии и населяющие сильно загрязнённые участки. По степени нарушения естественной структуры бентосного сообщества значения индекса в диапазоне 0–1,2 соответствуют ненарушенному состоянию, 1,2–3,3 – слабому нарушению, 3,3–5,0 – умеренному нарушению, 5,0–6,0 – сильному нарушению и более 6,0 – предельному нарушению (фауна отсутствует); статус экологического качества в диапазоне значения индекса 0–1,2 оценивается как высокий, 1,2–3,3 – хороший, 3,3–4,3 – приемлемый, 4,3–5,5 – низкий и 5,5–7,0 – плохой [Muxika et al., 2005].

Индекс *M-AMBI* (Multivariate *AMBI*) предложен для минимизации проблем, возникающих из-за ошибочных классификаций видов по классам чувствительности, и рассчитывается на основе процедуры факторного анализа по индексам *AMBI*, Шеннона-Виннера (H') и количеству видов в пробе (S) [Muxika et al., 2007]:

$$M-AMBI = k + aAMBI + bS + cH',$$

где величины каждого из компонентов (a , b , c) и константы k определяются методом дискриминантного анализа, обеспечивая наилучшую классификацию по классам качества WFD³. Индекс варьирует от 0 до 1, где значения в диапазоне 1–0,77 соответствуют высокому экологическому статусу, от 0,77 до 0,53 – хорошему, от 0,53 до 0,39 – умеренному, от 0,39 до 0,2 – обеднённому и меньше 0,2 – плохому [Vorja et al., 2012].

Вычисления индексов *AMBI* и *M-AMBI* выполнено с помощью свободно распространяемого программного обеспечения (v. 6.0)².

Для анализа изменений, произошедших с момента полного прекращения промысла (2018 г.) и семи лет после проведения последних аналогичных исследова-

ований (2016 г.) были отобраны: 51 станция, выполненная на НИС «Ф. Нансен» в пределах южной части Святоносского поселения исландского гребешка в 2016 г., и 71 станция, выполненная на НИС «Профессор Бойко» в 2023 г. (рис. 2). В 2016 г., материал был собран и обработан по методике аналогичной 2023 г. [Носова и др., 2018].

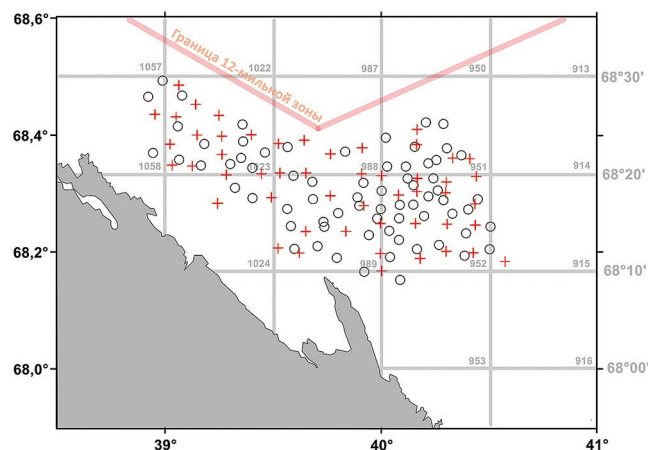


Рис. 2. Использованные для сравнительного анализа станции, выполненные на НИС «Ф. Нансен» в 2016 г. (красные крестики) и на НИС «Профессор Бойко» в 2023 г. (чёрные кружки)

Fig. 2. Stations of benthic sampling carried out on board RV «F. Nansen» in 2016 (red crosses) and on board RV «P. Boyko» in 2023 (black circles) used for comparative analysis

РЕЗУЛЬТАТЫ

Видовой состав и разнообразие. В проанализированных уловах были отмечены 104 вида и 38 таксонов надвидового ранга, принадлежащие 82 семействам, 50 отрядам, 21 классу и 11 типам донных беспозвоночных (табл. 2). Количество таксонов, зарегистрированных в уловах, варьировало от 1 до 51 и в среднем по исследованному району составило $25,1 \pm 1,2$ таксона/станцию. Индекс информационного разнообразия Шеннона-Виннера варьировал на станциях от 0 до 4,8 и в среднем по исследованному району составил $3,0 \pm 0,1$, что соответствует среднему уровню информационного разнообразия для ненарушенных экосистем [Денисенко, 2006]. Как видовое богатство (рис. 3А), так и разнообразие (рис. 3В) демонстрируют более высокие показатели к западу от мыса Святой Нос по сравнению с юго-восточным участком исследованной акватории.

В уловах зарегистрирован ряд тепловодных видов, наличие которых является свидетельством бореального характера донной фауны исследованного района и бореализации юго-восточной части

³ WFD (Water Framework Directive) – Европейская Рамочная Водная Директива (Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy); принята в 2000 г., регламентирует охрану, использование и управление водными ресурсами.

Таблица 2. Список донных беспозвоночных из уловов трала Сигсби, их частота встречаемости в пределах акватории съёмки (F) и количественные характеристики (минимальное-максимальное/среднее±стандартная ошибка значения) на Святоносском поселении исландского гребешка в 2023 г.

Table 2. List of benthic invertebrate taxa from the Sigsbee trawl catches sampled in the Cape Svyatoy settlement of the Iceland scallop in 2023 and their frequency of occurrence (F), abundance and biomass calculates without a null values (minimum-maximum/average value ± standard error)

Валидный синоним вида	F, %	Плотность поселения*, экз./м ²	Биомасса*, г/м ²
Тип Porifera – класс Demospongiae			
Axinellidae g. sp.	8,2	0,003–0,104/0,061±0,027	0,020–1,780/0,452±0,235
<i>Myxilla (Myxilla) incrustans</i> (Johnston, 1842)	2,4	0,052–0,084/0,068±0,016	0,326–0,842/0,584±0,258
<i>Myxilla</i> sp.	1,2	0,098	0,049
<i>Polymastia arctica</i> (Merejkowsky, 1878)	2,4	0,009–0,013/0,011±0,002	0,107–0,162/0,135±0,028
<i>Polymastia nivea</i> (Hansen, 1885)	24,7	0,005–0,460/0,076±0,024	0,004–4,630/0,786±0,306
Porifera g. sp.	30,6	0,006–0,634/0,094±0,024	0,008–17,517/1,331±0,667
<i>Suberites luetkenii</i> Schmidt, 1870 sp. complex	12,9	0,006–0,203/0,052±0,021	0,020–2,251/0,837±0,275
Тип Cnidaria – класс Hexacorallia			
Actiniaria g. sp.	48,2	0,005–0,509/0,116±0,020	0,014–61,488/2,082±1,494
Edwardsiidae g. sp.	1,2	0,006	0,003
<i>Hormathia digitata</i> (O.F. Müller, 1776)	16,5	0,008–1,056/0,143±0,074	0,027–1,373/0,410±0,126
<i>Stomphia coccinea</i> (O.F. Müller, 1776)	2,4	0,040–0,078/0,059±0,019	0,314–1,596/0,955±0,641
Тип Cnidaria – класс Octocorallia			
<i>Gersemia rubiformis</i> (Ehrenberg, 1834)	24,7	0,014–0,563/0,104±0,028	0,004–0,211/0,047±0,011
Тип Cnidaria – класс Hydrozoa			
<i>Eudendrium rameum</i> (Pallas, 1766)	22,4	0,005–1,710/0,428±0,132	0,005–0,410/0,113±0,028
<i>Grammaria immersa</i> Nutting, 1901	1,2	0,064	0,024
<i>Halecium muricatum</i> (Ellis & Solander, 1786)	4,7	0,026–0,167/0,095±0,041	0,013–0,670/0,265±0,204
<i>Halecium</i> sp.	1,2	0,032	0,249
<i>Hydrallmania falcata</i> (L., 1758)	47,1	0,012–2,112/0,207±0,055	0,001–2,288/0,221±0,072
Hydrozoa g. sp.	87,1	0,000–9,984/0,661±0,166	0,007–8,314/0,815±0,175
<i>Lafoea dumosa</i> (Fleming, 1820)	1,2	0,002	0,003
<i>Lafoea</i> sp.	2,4	0,114–0,225/0,169±0,056	0,569–2,478/1,523±0,955
<i>Lafoeina maxima</i> Levinsen, 1893	4,7	0,005–0,083/0,049±0,018	0,002–0,014/0,010±0,003
<i>Sertularella gigantea</i> Hincks, 1874	2,4	0,002–0,006/0,004±0,002	0,001–0,003/0,002±0,001
<i>Sertularia mirabilis</i> (Verrill, 1873)	32,9	0,012–0,509/0,105±0,021	0,004–0,800/0,130±0,039
<i>Thuiaria obsoleta</i> (Lepechin, 1781)	9,4	0,005–0,084/0,033±0,010	0,003–0,084/0,020±0,010
<i>Thuiaria</i> sp.	1,2	0,306	0,085
<i>Thuiaria thuja</i> (L., 1758)	67,1	0,005–2,268/0,251±0,048	0,000–1,021/0,066±0,020
Тип Nemertea			
Nemertea g. sp.	7,1	0,008–0,190/0,063±0,029	0,004–0,160/0,054±0,026
Тип Annelida – класс Polychaeta			
<i>Brada</i> sp.	1,2	0,006	0,008
<i>Cistenides hyperborea</i> Malmgren, 1866	3,5	0,016–0,053/0,037±0,011	0,008–0,027/0,018±0,005
<i>Lepidonotus squamatus</i> (L., 1767)	1,2	0,078	0,039
<i>Nothria hyperborea</i> (Hansen, 1878)	30,6	0,006–1,901/0,251±0,076	0,001–2,112/0,195±0,081
<i>Nephtys</i> sp.	12,9	0,007–0,635/0,141±0,059	0,003–0,345/0,130±0,042
<i>Owenia polaris</i> Koh, Jirkov, 2003	1,2	0,007	0,004
<i>Ophelina</i> sp.	1,2	0,137	0,069
<i>Pherusa plumosa</i> (O.F. Müller, 1776)	1,2	0,006	0,006
Polychaeta g. sp.	8,2	0,005–0,227/0,040±0,031	0,003–0,113/0,022±0,015

Продолжение табл. 2

Валидный синоним вида	F, %	Плотность поселения*, экз./м ²	Биомасса*, г/м ²
Polynoidae g. sp.	49,4	0,006 – 1,004/0,141±0,027	0,003 – 1,548/0,153±0,046
<i>Golfingia</i> sp.	3,5	0,005 – 0,190/0,069±0,061	0,006 – 0,285/0,102±0,092
Тип Arthropoda – класс Malacostraca			
Отряд Amphipoda			
<i>Paramphithoe hystrix</i> (Ross, 1835)	1,2	0,070	0,035
Отряд Isopoda			
<i>Synidotea</i> sp.	3,5	0,011 – 0,086/0,050±0,021	0,001 – 0,043/0,020±0,012
Отряд Decapoda			
<i>Crangon allmanni</i> Kinahan, 1864	25,9	0,010 – 0,192/0,053±0,010	0,005 – 0,288/0,059±0,014
<i>Hyas araneus</i> (L., 1758)	16,5	0,003 – 0,141/0,043±0,012	0,004 – 1,070/0,153±0,075
<i>Hyas coarctatus</i> Leash, 1816	14,1	0,003 – 0,186/0,041±0,017	0,032 – 2,095/0,537±0,215
<i>Hyas</i> sp.	4,7	0,010 – 0,227/0,084±0,051	0,023 – 0,747/0,416±0,155
<i>Lebbeus polaris</i> (Sabine, 1824)	15,3	0,006 – 0,274/0,094±0,025	0,005 – 0,467/0,094±0,037
<i>Paralithodes camtschaticus</i> (Tilesius, 1815)	21,2	0,003 – 0,141/0,030±0,009	0,001 – 26,287/4,214±1,746
<i>Pagurus pubescens</i> Krøyer, 1838	57,6	0,004 – 1,984/0,264±0,052	0,004 – 14,061/0,616±0,291
<i>Pagurus</i> sp.	11,8	0,007 – 0,636/0,168±0,063	0,003 – 0,985/0,151±0,095
<i>Pandalus montagui</i> Leach, 1814	22,4	0,006 – 0,548/0,084±0,029	0,007 – 0,823/0,141±0,047
<i>Sabinea sarsi</i> Smith, 1879	2,4	0,005 – 0,014/0,009±0,004	0,010 – 0,020/0,015±0,005
<i>Sclerocrangon boreas</i> (Phipps, 1774)	5,9	0,005 – 0,141/0,050±0,025	0,005 – 0,262/0,107±0,049
<i>Spirontocaris liljeborgii</i> (Danielssen, 1859)	4,7	0,003 – 0,231/0,072±0,053	0,003 – 0,115/0,043±0,025
<i>Spirontocaris spinus</i> (Sowerby, 1805)	17,6	0,006 – 0,227/0,070±0,019	0,003 – 0,227/0,062±0,017
Тип Arthropoda – класс Pycnogonida			
<i>Nymphon hirtum</i> (Fabricius, 1780)	2,4	0,016 – 0,111/0,064±0,047	0,016 – 0,055/0,036±0,019
<i>Nymphon serratum</i> G.O. Sars, 1879	1,2	0,009	0,002
Pantopoda g. sp.			
<i>Pycnogonum litorale</i> (Ström, 1762)	7,1	0,003 – 0,227/0,082±0,043	0,001 – 0,113/0,034±0,019
Arthropoda – Thecostraca			
<i>Balanus balanus</i> (L., 1758)	50,6	0,007 – 4,798/0,751±0,157	0,041 – 38,387/4,787±1,092
<i>Balanus crenatus</i> Bruguière, 1789	32,9	0,015 – 106,50/7,915±4,213	0,030 – 38,606/5,464±1,828
<i>Balanus</i> sp.	5,9	0,004 – 30,857/7,95±5,92	0,002 – 92,57/25,80±17,87
<i>Chirona hameri</i> (Ascanius, 1767)	1,2	0,006	0,449
Тип Mollusca – класс Bivalvia			
<i>Arctica islandica</i> (L., 1767)	20,0	0,004 – 0,449/0,062±0,028	0,003 – 16,892/2,449±1,082
<i>Astarte arctica</i> (Gray, 1824)	4,7	0,007 – 0,487/0,161±0,113	0,001 – 0,487/0,131±0,119
<i>Astarte crenata</i> (Gray, 1824)	7,1	0,005 – 0,051/0,018±0,007	0,004 – 0,015/0,008±0,002
<i>Astarte elliptica</i> (Brown, 1827)	1,2	0,077	0,039
<i>Astarte montagui</i> (Dillwyn, 1817)	15,3	0,012 – 3,095/0,588±0,265	0,002 – 0,464/0,094±0,037
<i>Astarte</i> sp.	8,2	0,012 – 5,085/0,793±0,716	0,006 – 1,832/0,278±0,259
<i>Chlamys islandica</i> (O.F. Müller, 1776)	77,6	0,006 – 33,477/4,352±1,029	0,003 – 1211,5/173,0±38,1
<i>Ciliatocardium ciliatum</i> (Fabricius, 1780)	1,2	0,011	0,011
<i>Ennucula tenuis</i> (Montagu, 1808)	1,2	0,078	0,039
<i>Heteranomia squamula</i> (L., 1758)	40,0	0,002 – 7,478/0,676±0,232	0,001 – 2,243/0,199±0,071
<i>Hiatella arctica</i> (L., 1767)	54,1	0,006 – 8,465/0,887±0,239	0,006 – 4,296/0,635±0,140
<i>Hiatella rugosa</i> (L., 1767)	3,5	0,004 – 0,026/0,014±0,006	0,002 – 0,013/0,007±0,003
<i>Modiolula phaseolina</i> (Philippi, 1844)	1,2	0,231	0,069
<i>Modiolus modiolus</i> (L., 1758)	51,8	0,002 – 4,992/0,724±0,160	0,010 – 36,443/5,233±1,196

Продолжение табл. 2

Валидный синоним вида	F, %	Плотность поселения*, экз./м ²	Биомасса*, г/м ²
<i>Musculus discors</i> (L., 1767)	15,3	0,016–0,299/0,101±0,024	0,006–0,374/0,073±0,028
<i>Musculus glacialis</i> (Leche, 1883)	15,3	0,006–0,328/0,061±0,025	0,000–0,164/0,038±0,016
<i>Musculus niger</i> (J.E. Gray, 1824)	10,6	0,006–0,086/0,032±0,010	0,003–0,043/0,015±0,005
<i>Mya truncata</i> L., 1758	1,2	0,134	0,067
<i>Mytilus edulis</i> L., 1758**	21,2	0,014–5,387/0,976±0,400	0,055–150,82/14,40±8,04
<i>Nuculana pernula</i> (O.F. Müller, 1779)	7,1	0,007–0,071/0,021±0,010	0,001–0,008/0,004±0,001
<i>Palliolum cf. tigrinum</i> (O.F. Müller, 1776)	14,1	0,010–0,710/0,175±0,055	0,004–0,284/0,101±0,025
<i>Parvicardium pinnulatum</i> (Conrad, 1831)	14,1	0,031–0,713/0,213±0,064	0,015–0,372/0,134±0,038
<i>Spisula elliptica</i> (Brown, 1827)	42,4	0,006–9,529/0,965±0,287	0,003–16,835/2,164±0,575
Тип Mollusca – класс Gastropoda			
<i>Boreoscala greenlandica</i> (Perry, 1811)	2,4	0,008–0,012/0,010±0,002	0,002–0,018/0,010±0,008
<i>Boreotrophon clathratus</i> (L., 1767)	71,8	0,007–2,058/0,240±0,045	0,006–1,764/0,254±0,045
<i>Boreotrophon truncatus</i> (Strøm, 1767)	4,7	0,012–0,071/0,027±0,014	0,006–0,071/0,024±0,016
<i>Buccinum glaciale</i> L., 1761	1,2	0,137	0,343
<i>Buccinum undatum</i> L., 1758	17,6	0,006–0,283/0,081±0,021	0,058–6,581/1,211±0,419
<i>Buccinum</i> sp.	1,2	0,164	0,082
<i>Cryptonatica affinis</i> (Gmelin, 1791)	9,4	0,014–0,696/0,318±0,111	0,007–1,664/0,320±0,199
<i>Dendronotus</i> sp.	2,4	0,011–0,015/0,013±0,002	0,004–0,011/0,007±0,004
<i>Euspira pallida</i> (Broderip & Sowerby, 1829)	2,4	0,004–0,009/0,006±0,002	0,002–0,004/0,003±0,001
Gastropoda g. sp.	1,2	0,274	0,137
<i>Lepeta caeca</i> (O.F. Müller, 1776)	24,7	0,005–0,492/0,079±0,024	0,001–0,082/0,014±0,004
<i>Limneria undata</i> (T. Brown, 1839)	1,2	0,044	0,022
Mangeliidae g. sp.	5,9	0,011–0,102/0,031±0,018	0,003–0,051/0,014±0,009
<i>Margarites costalis</i> (Gould, 1841)	1,2	0,008	0,004
<i>Margarites groenlandicus</i> (Gmelin, 1791)	7,1	0,016–0,190/0,079±0,026	0,005–0,057/0,032±0,009
<i>Neptunea denselirata</i> Brogger, 1901	2,4	0,008–0,027/0,017±0,009	0,105–2,765/1,435±1,330
<i>Neptunea despecta</i> (L., 1758)	20,0	0,003–0,224/0,036±0,014	0,077–27,058/3,309±1,593
<i>Pleurotomella packardii</i> Verrill, 1872	1,2	0,008	0,004
<i>Plicifusus kroyeri</i> (Møller, 1842)	1,2	0,105	0,157
<i>Scaphander punctostriatus</i> (Mighels & Adams, 1842)	5,9	0,003–0,084/0,024±0,015	0,004–0,042/0,014±0,007
<i>Velutina velutina</i> (Müller, 1776)	3,5	0,008–0,115/0,049±0,034	0,004–0,058/0,023±0,018
Тип Mollusca – класс Polyplacophora			
Polyplacophora g. sp.	2,4	0,007–0,127/0,067±0,060	0,001–0,013/0,007±0,006
Тип Mollusca – класс Scaphopoda			
<i>Antalis entalis</i> L., 1758	27,1	0,004–1,220/0,154±0,054	0,002–0,203/0,037±0,010
Тип Mollusca – класс Solenogastres			
Solenogastres g. sp.	3,5	0,008–0,070/0,040±0,018	0,004–0,035/0,020±0,009
Тип Brachiopoda – класс Rhynchonellata			
<i>Hemithiris psittacea</i> (Gmelin, 1790)	29,4	0,010–0,411/0,096±0,020	0,004–0,710/0,131±0,033
Тип Bryozoa – класс Gymnolaemata			
Bryozoa g. sp.	58,8	0,008–1,496/0,291±0,053	0,006–4,612/0,329±0,101
<i>Cellepora</i> sp.	82,4	0,007–9,484/1,263±0,220	0,012–24,490/4,410±0,735
<i>Eucratea loricata</i> (L., 1758)	42,4	0,000–2,255/0,173±0,080	0,003–17,934/1,610±0,622
Flustridae g. sp.	23,5	0,007–0,571/0,088±0,036	0,004–0,387/0,080±0,028
<i>Leieschara coarctata</i> (M. Sars, 1863)	3,5	0,048–0,141/0,084±0,029	0,023–0,141/0,063±0,039
<i>Leieschara</i> sp.	1,2	0,023	0,004
<i>Porella</i> sp.	22,4	0,005–0,328/0,076±0,018	0,003–1,337/0,290±0,080

Валидный синоним вида	F, %	Плотность поселения*, экз./м ²	Биомасса*, г/м ²
<i>Tricellaria ternata</i> (Ellis & Solander, 1786)	24,7	0,000–0,635/0,057±0,031	0,022–6,001/1,188±0,362
Тип Echinodermata – класс Asteroidea			
<i>Asterias rubens</i> L., 1758	24,7	0,005–0,356/0,097±0,018	0,003–3,295/0,318±0,163
<i>Henricia</i> sp.	4,7	0,012–0,071/0,044±0,015	0,094–0,411/0,188±0,075
<i>Hippasteria phrygiana</i> (Parelius, 1768)	1,2	0,025	1,653
<i>Pteraster militaris</i> (O.F. Müller, 1776)	1,2	0,066	0,295
<i>Solaster endeca</i> (L., 1771)	3,5	0,006–0,013/0,009±0,002	2,324–3,958/3,312±0,502
<i>Solaster</i> sp.	1,2	0,105	0,052
Тип Echinodermata – класс Echinoidea			
<i>Echinus esculentus</i> L., 1758	12,9	0,005–0,060/0,026±0,006	2,455–20,925/6,442±1,606
<i>Strongylocentrotus pallidus</i> (Sars G.O., 1872)	70,6	0,006–1,901/0,380±0,058	0,004–26,900/1,348±0,589
<i>S. droebachiensis</i> (O.F. Müller, 1776)	15,3	0,006–1,065/0,206±0,086	0,014–4,563/0,651±0,336
<i>Strongylocentrotus</i> sp.	3,5	0,039–1,490/0,692±0,425	0,058–0,279/0,158±0,065
Тип Echinodermata – класс Holothuroidea			
<i>Cucumaria frondosa</i> (Gunnerus, 1767)	36,5	0,002–0,147/0,026±0,006	0,003–89,03/14,63±3,72
<i>Pentamera calcigera</i> (Stimpson, 1851)	1,2	0,005	0,003
<i>Psolus phantapus</i> Strussenfelt, 1765	45,9	0,004–0,632/0,142±0,026	0,002–0,317/0,055±0,012
Тип Echinodermata – класс Ophiuroidea			
<i>Ophiacantha bidentata</i> (Bruzellius, 1805)	9,4	0,007–0,258/0,083±0,032	0,004–0,095/0,023±0,011
<i>Ophiopholis aculeata</i> (L., 1767)	69,4	0,008–3,182/0,440±0,090	0,001–1,640/0,189±0,043
<i>Ophiura robusta</i> (Ayers, 1854)	54,1	0,004–1,332/0,232±0,050	0,000–0,316/0,030±0,008
<i>Ophiura sarsii</i> Lütken, 1855	30,6	0,008–0,421/0,079±0,021	0,001–0,153/0,022±0,007
Тип Chordata – класс Ascidiacea			
Ascidiacea g. sp.	42,4	0,008–1,466/0,176±0,051	0,008–8,118/0,814±0,270
<i>Ascidia prunum</i> (Müller, 1776)	8,2	0,077–0,171/0,133±0,015	0,137–1,088/0,462±0,120
<i>Boltenia echinata</i> (L., 1767)	1,2	0,111	0,055
<i>Didemnum albidum</i> (Verrill, 1871)	2,4	0,044–0,057/0,050±0,006	0,088–0,114/0,101±0,013
<i>Eudistoma vitreum</i> (Sars, 1851)	1,2	0,040	0,254
<i>Molgula</i> sp.	1,2	0,008	0,131
<i>Styela rustica</i> L., 1767	16,5	0,034–0,902/0,262±0,072	0,027–1,409/0,445±0,117

Примечание: * – параметры рассчитаны без учёта нулевых значений; ** – возможны смешанные поселения с *M. trossulus* A. Gould, 1850 (детальная морфогенетическая видовая идентификация не проводилась).

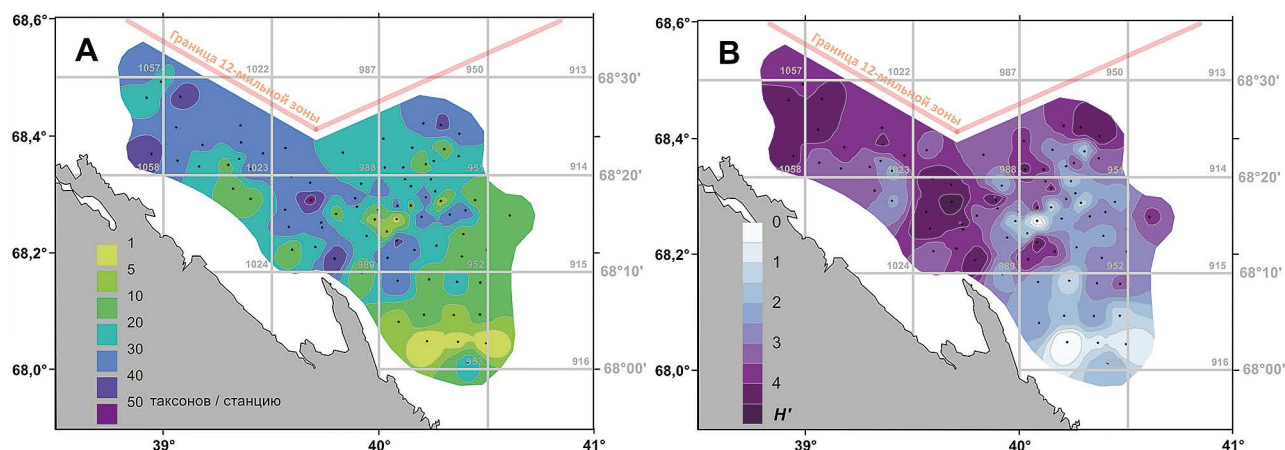


Рис. 3. Распределение количества таксонов, идентифицированных на станциях, (А) и индекса Шеннона-Виннера (В)
 Fig. 3. Distribution of the number of taxa per station (A) and the Shannon-Wiener index (B)

Баренцева моря (*Palliolium tigrinum*, *Parvicardium pinnulatum*, *Modiolula phaseolina*, *Pandalus montagui*, *Sabinea sarsi*, *Chirona hameri*).

Численность бентосных организмов в уловах варьировала от 22 до 15880 экз. и в среднем по исследованному району составила 1631 ± 245 экз./драгировку (плотность поселения, соответственно – 0,1–132 экз./м²; в среднем $13,2 \pm 2,1$ экз./м²). На большей

В пределах же всего обозначенного квадрата было получено 72% суммарной биомассы всех уловов за рейс.

Наиболее обычными на станциях исследованного района (с частотой встречаемости более 50%) были: двустворчатые моллюски *Chlamys islandica*, *Hiatella arctica* и *Modiolus modiolus*, брюхоногий моллюск *Boreotrophon clathratus*, усоногий рак *Balanus*

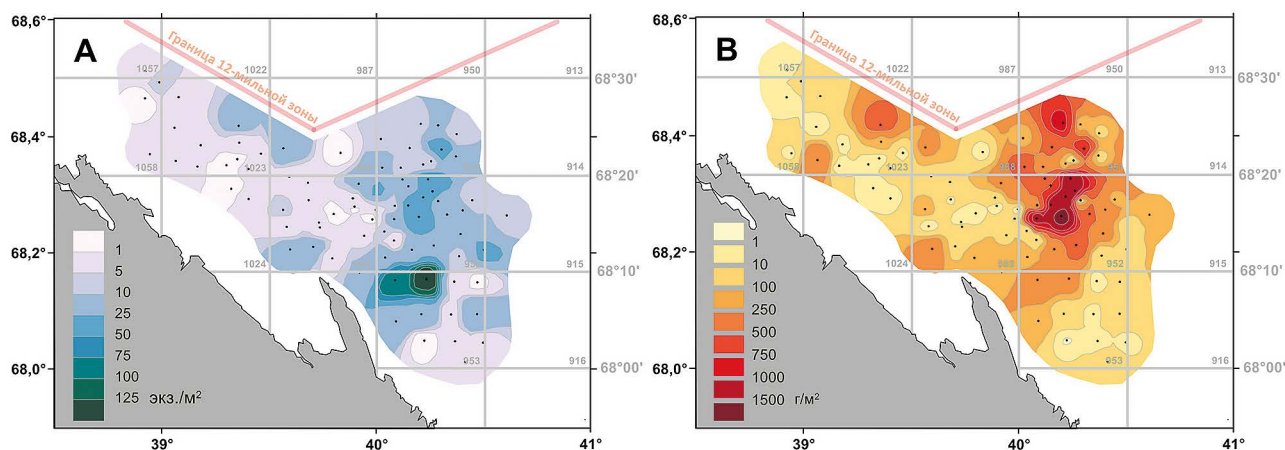


Рис. 4. Распределение плотности поселения, экз./м² (А) и биомассы, г/м² (В) бентосных организмов. Обе карты построены без учета камчатского краба – крупного мобильного хищника, на долю которого приходится 0,4% общей суммарной биомассы бентоса

Fig. 4. Distribution of abundance, ind./m² (A) and total benthic biomass, g/m² (B), excluding red king crab (large and highly mobile predator, which accounts for 0.4% of the total benthic biomass)

части исследованной акватории плотность поселения (без учёта коэффициента уловистости трала Сигсби) не превышает нескольких десятков экз./м². Резкое локальное увеличение численности до 100 экз./м² и более отмечено в области плотных поселений усоногих раков *Balanus crenatus*, расположенной к востоку от мыса Святой Нос (рис. 4А).

Биомасса бентосных организмов в уловах варьировала от 0,1 до 224 кг/драгировку, в среднем $23,7 \pm 4,8$ кг/драгировку (или, соответственно 0,8–1684,8 г/м²; в среднем $189,7 \pm 38,7$ г/м²). Исландский гребешок был зарегистрирован на 66 из 85 бентосных станций (77,6%); его доля составила 71,3% общей валовой биомассы в целом по исследованному району и 72,8% общей биомассы бентоса в пределах его поселения.

Распределение биомассы в пределах исследованной акватории показало высоко-агрегированный характер. Более 50% суммарной валовой биомассы было сосредоточено на 6-ти из 20 станций, расположенных в промысловом квадрате № 952⁴ (рис. 4 В).

balanus, рак отшельник *Pagurus pubescens*, морской еж *Strongylocentrotus pallidus*, офиуры *Ophiopholis aculeata* и *Ophiura robusta*, мшанка *Cellepora* sp. и гидроидный полип *Thuiaria thuja*. По численности в уловах преобладали баянусы и исландский гребешок, по биомассе – исландский гребешок, кукумария (*Cucumaria frondosa*), баянусы, мидия (*Mytilus edulis*) и морской ёж *Echinus esculentus* (табл. 2).

Доминирующие виды. В пределах исследованной части Святоносского поселения исландского гребешка отмечены 16 таксонов донных беспозвоночных, доминирующих на станциях по биомассе (рис. 5). Среди них по частоте встречаемости в качестве доминантов по биомассе лидируют: исландский гребешок (доминирует на 38,8% станций), кукумария (10,6%) и массивные известковые мшанки рода *Cellepora* (10,6%).

источником пополнения промыслового запаса южной части поселения [Золотарев, 2016]. Одной из вероятных причин высокой биомассы бентоса, включая молодь гребешка, может быть повышенная концентрация сестона (включая его личиночную составляющую) в области постоянного циклонического течения, обусловленного фронтальной зоной между Мурманским прибрежным, Беломорским и местными приливно-отливными течениями, внешним проявлением которой является знаменитый Святоносский «сулой» [Шлыгин, 1987; <http://www.hrono.ru/text/2009/shli1209.php>].

⁴ Данный квадрат в течение всего периода промыслового и научного мониторинга состояния популяции гребешка Святоносского поселения характеризовался самой высокой долей молоди, являясь

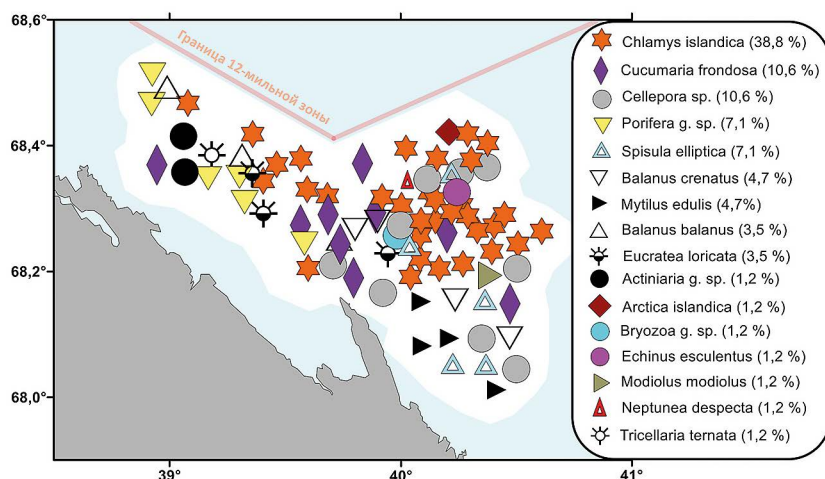


Рис. 5. Таксоны, доминирующие на станциях по биомассе. В легенде в скобках указан процент станций, на которых вид отмечен в качестве доминанта по биомассе

Fig. 5. Distribution of taxa dominant at stations in terms of biomass. In the legend, the percentage of stations where the taxa leads by biomass is indicated in brackets

Сообщества. Анализ биоценотической структуры донного населения показал разделение станций на 13 групп (рис. 6), из которых пять могут рассматриваться как различные варианты сообщества с доминированием исландского гребешка (**F, G, H, I и J** на рис. 6 и 7). При этом, две из них (**I и J**) различаются на уровне субдоминантов, а три (**F, G и H**) – только на уровне второстепенных видов (табл. 3).

Чёткую пространственную локализацию демонстрируют сообщества с доминированием *C. islandica*, *M. edulis*, *S. elliptica* и губок *S. luetkenii*. Остальные сообщества, в значительной мере, распределены мозаично и носят переходный характер.

Три группы станций с абсолютным доминированием *C. islandica* [**G, H и F**] (табл. 3) компактно занима-

ют небольшую по площади область северо-восточнее мыса Святой Нос (см. рис. 7) в интервале глубин 50–100 м и характеризуются наибольшими значениями биомассы, практически повсеместно достигающей нескольких сотен г/м² (табл. 4). На периферии они сменяются переходными вариантами со значительно более низкими значениями биомассы и субдоминированием на западе усонюгих раков *B. balanus* [**J**], а на востоке – крупного двустворчатого моллюска *M. modiolus* [**I**].

Сообщество с доминированием *M. edulis* и субдоминированием *B. crenatus* [**D**] компактно располагается на аналогичных глубинах (60–100 м) юго-восточнее п-ва Святой Нос и территориально относится уже к акватории Воронки Белого моря (см. рис. 7).

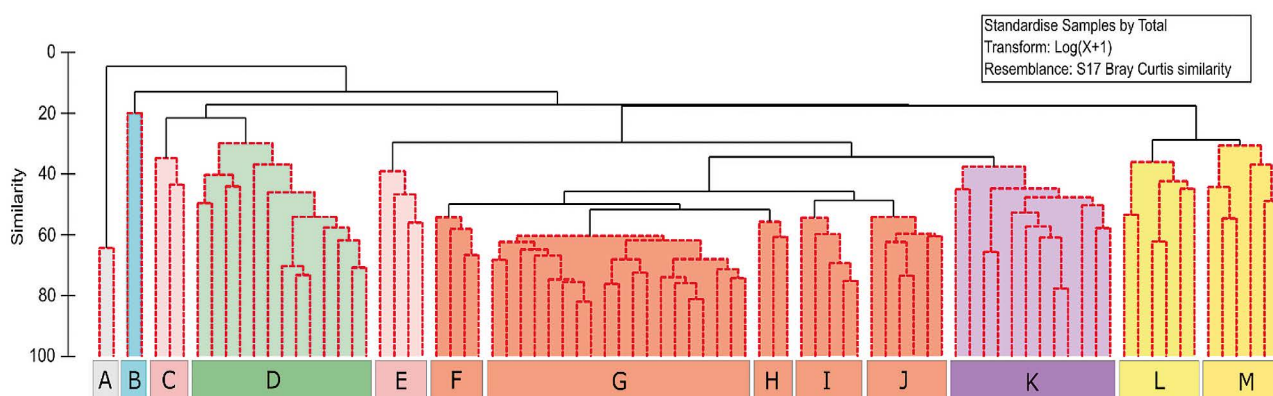


Рис. 6. Дендрограмма группировки станций по результатам кластерного анализа. Красным пунктиром выделены группы станций, сходных на 5% уровне значимости, классифицируемые как отдельные сообщества (A-M)

Fig. 6. Grouping of the stations based on a cluster analysis. Red dotted lines connect the groups of stations, similar at the 5% significance level, classified as communities (A-M)

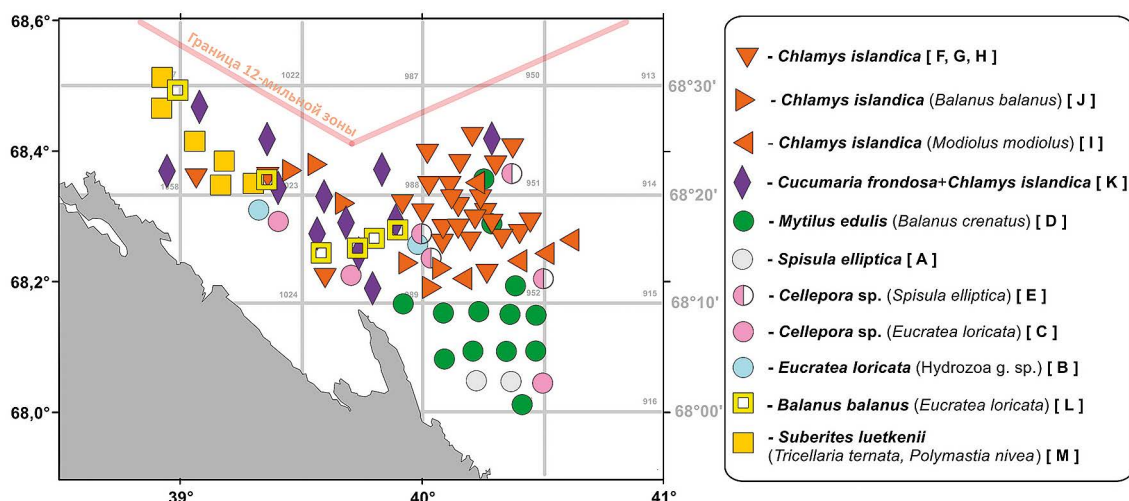


Рис. 7. Распределение донных сообществ в пределах исследованной акватории Святоносского поселения исландского гребешка в 2023 г. В легенде жирным шрифтом выделены доминирующие виды/таксоны, в скобках приведены субдоминанты; в квадратных скобках – обозначения кластеров как на рис. 6

Fig. 7. Distribution of benthic communities in the area of the Cape Svyatoy Iceland scallop bed in 2023. In the legend dominant species/taxa are highlighted in bold, subdominants are shown in parentheses; in square brackets – designation of clusters as in fig. 6

Таблица 3. Сообщества южной части Святоносского поселения исландского гребешка в 2023 г. Первые пять видов по вкладу в общую биомассу и внутригрупповое сходство станций в пределах сообществ, выделенных методом кластерного анализа

Table 3. Benthic communities in the southern part of the Cape Svyatoy settlement of the Iceland scallop in 2023. The first five species, according to their contribution to the average biomass and similarity within the group of stations associated with the community

Сообщество ¹⁾	Кластер ¹⁾ к-во станций среднегрупповое сходство, % ²⁾	Виды/таксоны	Вклад во внутригрупповое сходство, % ³⁾	Средний вклад в общую биомассу, % ⁴⁾	Частота встречаемости, %	Средняя плотность поселения ⁴⁾ экз./м ²	Средняя биомасса ⁴⁾ , г/м ²
<i>Chlamys islandica</i>	G 19 87,7	<i>Chlamys islandica</i>	96,72	89,03	100	12,58±2,76	541,2±120,6
		<i>Cellepora</i> sp.	1,18	2,51	95	1,68±0,44	6,62±1,54
		<i>Cucumaria frondosa</i>	0,65	2,24	53	0,02±0,01	10,86±4,18
		<i>Balanus balanus</i>	0,48	1,42	68	0,98±0,38	7,20±3,00
		<i>Modiolus modiolus</i>	0,35	1,40	79	0,52±0,14	5,80±2,50
<i>Chlamys islandica</i>	H 3 71,5	<i>Chlamys islandica</i>	92,84	78,18	100	9,6±7,66	673,6±488,8
		<i>Balanus</i> sp.	3,91	13,05	67	23,44±16,76	76,00±49,00
		<i>Cucumaria frondosa</i>	1,99	1,91	100	0,02±0,00	11,58±6,44
		<i>Actiniaria</i> g. sp.	0,56	2,24	100	0,34±0,24	38,20±36,60
<i>Chlamys islandica</i>	F 4 81,6	<i>Chlamys islandica</i>	90,76	77,29	100	1,14±0,48	93,40±34,20
		<i>Balanus balanus</i>	3,83	4,65	100	1,00±0,50	4,96±2,44
		<i>Neptunea despecta</i>	1,72	3,61	75	0,06±0,04	5,54±4,68
		<i>Arctica islandica</i>	0,81	2,37	50	0,08±0,08	3,66±2,90
		<i>Cellepora</i> sp.	0,61	2,01	75	0,58±0,38	1,94±1,32

Сообщество ¹⁾	Кластер ¹⁾ к-во станций среднегрупповое сходство, % ²⁾	Виды/таксоны	Вклад во внутри-групповое сходство, % ³⁾	Средний вклад в общую биомассу, % ⁴⁾	Частота встречаемости, %	Средняя плотность поселения ⁴⁾ экз./м ²	Средняя биомасса ⁴⁾ , г/м ²
<i>Chlamys islandica</i> (<i>Balanus balanus</i>)	J 6 60,7	<i>Chlamys islandica</i>	68,29	51,05	100	0,8±0,56	24,8±6,68
		(<i>Balanus balanus</i>)	11,47	10,39	100	0,62±0,2	4,24±1,08
		<i>Eucratea loricata</i>	4,30	10,99	100	0,56±0,54	8,54±5,26
		<i>Modiolus modiolus</i>	4,02	5,37	100	0,18±0,10	2,22±0,98
<i>Chlamys islandica</i> (<i>Modiolus modiolus</i>)	I 5 75,5	<i>Chlamys islandica</i>	82,01	67,67	100	4,26±1,34	61,64±14,04
		(<i>Modiolus modiolus</i>)	7,56	8,41	100	1,28±0,30	8,74±3,58
		<i>Cellepora</i> sp.	6,99	9,55	100	1,58±0,36	6,60±1,44
		<i>Strongylocentrotus pallidus</i>	1,10	1,53	80	0,54±0,30	1,24±0,54
		Hydrozoa g. sp.	0,75	1,40	80	0,62±0,16	1,02±0,48
<i>Cucumaria frondosa</i> + <i>Chlamys islandica</i>	K 12 46,3	<i>Cucumaria frondosa</i>	49,48	33,62	83	0,02±0,00	11,78±3,80
		<i>Chlamys islandica</i>	29,14	25,83	100	0,16±0,06	16,16±7,80
		<i>Balanus balanus</i>	8,39	7,93	83	0,54±0,14	2,84±0,84
		<i>Tricellaria ternata</i>	1,70	4,78	67	-	1,38±0,60
<i>Mytilus edulis</i> (<i>Balanus crenatus</i>)	D 13 32,1	<i>Mytilus edulis</i>	30,85	25,70	77	1,38±0,56	16,26±6,54
		(<i>Balanus crenatus</i>)	19,20	14,95	69	14,90±8,70	8,5±3,44
		<i>Cellepora</i> sp.	14,61	12,04	85	2,04±0,70	6,58±2,70
		<i>Modiolus modiolus</i>	13,87	11,90	69	1,36±0,50	8,1±3,44
		<i>Spisula elliptica</i>	12,59	13,20	69	1,86±0,90	4,38±1,68
<i>Spisula elliptica</i>	A 2 79,9	<i>Spisula elliptica</i>	100	89,97	100	1,98±1,72	3,10±1,66
<i>Cellepora</i> sp. (<i>Spisula elliptica</i>)	E 4 43,4	<i>Cellepora</i> sp.	60,49	42,18	75	4,80±2,42	13,34±7,32
		(<i>Spisula elliptica</i>)	18,73	17,9	100	1,62±0,74	3,38±1,44
		<i>Chlamys islandica</i>	8,3	14,74	100	0,78±0,44	3,12±2,12
		Hydrozoa g. sp.	7,65	7,48	100	2,88±1,12	2,02±0,94
		Bryozoa g. sp.	1,85	0,96	100	0,82±0,34	0,26±0,08
<i>Cellepora</i> sp. (<i>Eucratea loricata</i>)	C 3 42,0	<i>Cellepora</i> sp.	84,75	59,60	100	4,28±2,74	14,42±11,4
		(<i>Eucratea loricata</i>)	12,87	24,26	67	1,28±1,28	4,14±3,26
		Hydrozoa g. sp.	0,95	1,37	100	0,38±0,20	0,10±0,04
		<i>Nothria hyperborea</i>	0,70	4,40	67	0,44±0,22	0,32±0,18
		<i>Strongylocentrotus pallidus</i>	0,33	1,76	67	0,46±0,44	1,06±1,06
<i>Eucratea loricata</i> (Hydrozoa g. sp.)	B 2 6,0	<i>Eucratea loricata</i>	89,42	24,12	100	-	3,92±3,66
		(Hydrozoa g. sp.)	9,09	0,72	100	0,18±0,01	0,08±0,02
		<i>Thuiaria thuja</i>	1,49	0,10	100	0,14±0,06	0,02±0,00
<i>Balanus balanus</i> (<i>Eucratea loricata</i>)	L 6 28,9	<i>Balanus balanus</i>	31,01	20,46	83	0,58±0,50	2,8±2,22
		(<i>Eucratea loricata</i>)	12,60	10,33	100	0,12±0,10	0,64±0,38
		Hydrozoa g. sp.	9,84	5,12	100	0,36±0,32	0,60±0,46
		<i>Balanus crenatus</i>	9,27	14,27	67	0,16±0,12	0,34±0,18
		<i>Polymastia nivea</i>	8,65	8,21	83	0,06±0,04	1,52±1,30

Сообщество ¹⁾	Кластер ¹⁾		Виды/таксоны	Вклад во внутри- групповое сходство, % ³⁾	Средний вклад в общую биомассу, % ⁴⁾	Частота встречаемости, %	Средняя плотность поселения ⁴⁾ экз./м ²	Средняя биомасса ⁴⁾ , г/м ²
	к-во станций	среднегрупповое сходство, % ²⁾						
<i>Suberites luetkenii</i> (<i>Tricellaria ternata</i> , <i>Polymastia nivea</i>)			<i>Suberites luetkenii</i>	41,49	30,98	67	0,02±0,01	1,02±0,60
	М		<i>Tricellaria ternata</i>	24,22	16,99	100	-	0,76±0,44
		6	<i>Polymastia nivea</i>	10,05	17,84	100	0,14±0,08	0,88±0,66
		26,9	<i>Cellepora</i> sp.	3,78	3,91	67	0,10±0,06	0,18±0,12
			Ascidiacea g. sp.	3,11	3,263	50	0,02±0,02	0,16±0,10

Примечания: 1) – обозначения как на рис. 5 и 6; 2) – среднее всех попарных значений коэффициента сходства Брея-Кёртиса между станциями сообщества; 3) – рассчитано как частное от деления среднего сходства станций по относительной биомассе данного вида (по формуле Брея-Кёртиса) на значение внутригруппового сходства; 4) – рассчитано по всем станциям группы с учётом нулевых значений. Доминанты выделены жирным шрифтом, субдоминанты – в скобках; степень доминирования оценена по шкале Любарского (см. Материалы и методы) в соответствие со вкладом во внутригрупповое сходство.

Таблица 4. Основные характеристики бентосных сообществ и параметры среды в пределах их распространения в южной части Святоносского поселения исландского гребешка в 2023 г.: максимальное-минимальное значение, среднее ± стандартная ошибка

Table 4. The main characteristics of the benthic communities and their habitat in the southern part of the Cape Svyatoy Iceland scallop bed in 2023: maximum-minimum values, average ± standard error

Сообщества*	Кластер*	Глубина, м	Температура, °С	Плотность поселения экз./м ²	Биомасса г/м ²
<i>Chlamys islandica</i>	G	50–95 69,2±2,3	7,3–9,4 8,4±0,1	5–49 21,6±3,9	88–1685 613,5±118,5
<i>Chlamys islandica</i>	H	74–99 84,3±7,5	6,8–8,7 7,7±0,8	4–47 21,1±13,3	128–1112 495,4±310,4
<i>Chlamys islandica</i>	F	72–84 80,0±2,8	6,0–8,2 7,2±0,6	2–26 14,4±6,0	39–374 179,9±78,1
<i>Chlamys islandica</i> (в среднем по G, H, F)	G, H, F	50–99 72,3±2,6	7,3–8,7 8,2±0,1	2–49 20,4±3,2	39–1685 533,2±96,7
<i>Chlamys islandica</i> (<i>Balanus balanus</i>)	J	60–92 78,5±4,3	6,5–8,5 7,6±0,4	1–22 8,4±3,7	7–110 46,9±15,1
<i>Chlamys islandica</i> (<i>Modiolus modiolus</i>)	I	54–63 60,0±1,6	7,7–9,4 8,3±0,3	5–25 13,2±3,7	30–152 83,3±22,7
<i>Cucumaria frondosa</i>+<i>Chlamys islandica</i>	K	70–126 93,6±4,6	7,1–8,1 7,4±0,1	0–12 3,9±1,1	6–337 54,7±26,5
<i>Mytilus edulis</i> (<i>Balanus crenatus</i>)	D	48–100 67,3±3,6	8,6–9,3 9,1±0,1	1–132 25,5±10,7	3–235 52,6±17,8
<i>Spisula elliptica</i>	A	56–64 60,0±4,0		0,1–2,7 1,4±1,3	0,8–3,3 2,1±1,2
<i>Cellepora</i> sp. (<i>Spisula elliptica</i>)	E	48–86 69,3±8,4	8,9	2–27 12,6±5,3	5–34 21,7±6,5
<i>Cellepora</i> sp. (<i>Eucratea loricata</i>)	C	50–82 61,0±10,5	7,4	2–15 6,8±3,9	5–32 14,8±8,8
<i>Eucratea loricata</i> (<i>Hydrozoa</i> g. sp.)	B	87–117 102,0±15,0	8,2	0,2–0,5 0,3±0,1	2–9 5,6±3,2
<i>Balanus balanus</i> (<i>Eucratea loricata</i>)	L	86–126 103,0±5,5	6,0–7,6 6,8±0,5	0,5–7,5 2,0±1,1	1–29 10,3±5,0
<i>Suberites luetkenii</i> (<i>Tricellaria ternata</i> , <i>Polymastia nivea</i>)	M	90–106 101,0±2,5	5,4–6,8 6,3±0,3	0,4–3,2 1,3±0,4	2–7 3,6±0,7

Примечание:* – обозначения как на рис. 5, 6 и в табл. 4

Сообщество характеризуется средними значениями биомассы (табл. 4) и низким уровнем доминирования лидирующего вида (табл. 3). В период проведения исследований в пределах распространения именно этого сообщества была зарегистрирована самая высокая придонная температура (до 9,4 °C), в среднем составившая 9,1±0,1 °C (табл. 4).

Плотные поселения бореального двустворчатого моллюска *S. elliptica* в юго-восточной части исследованного района формируют одноимённое сообщество [A] с низкими значениями биомассы (табл. 4), и исключительно бедным видовым составом, характерное для танатоценоза, преимущественно сформированного обломками домиков баянусов *Balanus balanus* и *B. crenatus*.

Группа станций с доминированием голотурии *C. frondosa* и гребешка *C. islandica* [K], в основном, сосредоточена в западной части исследованного района (см. рис. 7). Фрагментарный характер их распределения может быть результатом низкой плотности поселения *C. frondosa*.

Относительно плотные поселения губок *S. luetkenii* и *P. nivea* в самой западной части исследованного района формируют своеобразное сообщество [M], характеризующееся довольно низкой биомассой (табл. 4).

Несколько сообществ с преимущественным доминированием мшанок (*Cellepora* sp., *E. loricata*, *T. ternata*) и разнообразных гидроидов распределены мозаично и носят переходный характер [B, C, E, L].

Оценка экологического состояния донного населения

Значения *W*-статистики Кларка варьировали на станциях в интервале от -0,20 до 0,52, в среднем составив 0,20±0,01. Экологическое состояние бентоса в пределах исследованной акватории, в целом, может быть оценено как благополучное. Отрицательные значения *W*-статистики были зарегистрированы на 5 станциях, расположенных восточнее мыса Святой Нос (рис. 8 A) в пределах распространения сообщества *Mytilus edulis* (*Balanus crenatus*) (см. рис. 7; табл. 3 и 4).

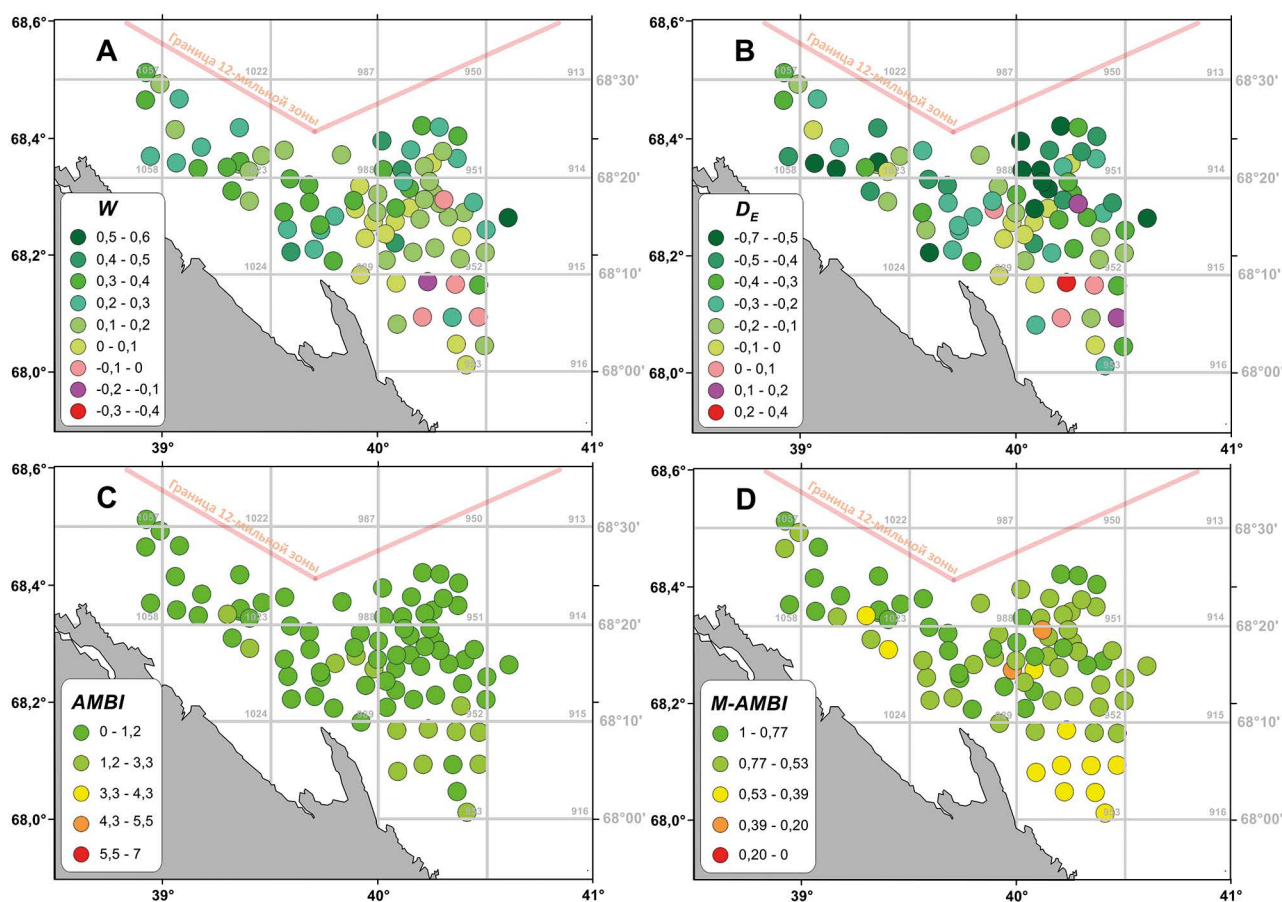


Рис. 8. Распределение значений индексов экологического состояния бентоса: *W*-статистика Кларка (A), индекс преобладающей жизненной стратегии D_E (B), *AMBI* (C) и *M-AMBI* (D)

Fig. 8. Distribution of ecological index values across the stations: *W* (A), D_E (B), *AMBI* (C) and *M-AMBI* (D)

Индекс преобладающей жизненной стратегии D_E варьировал на станциях от $-0,67$ до $0,36$ и в среднем по исследованной акватории составил $-0,27 \pm 0,02$. Экологическое состояние бентоса в пределах исследованной акватории может быть оценено как благополучное. Положительные значения индекса, интерпретируемые как свидетельство структурных нарушений, были зарегистрированы на 6 станциях (7,0%) (рис. 8 В). На 5 из этих станций зарегистрировано сообщество *M. edulis* (*B. crenatus*) и на одной – *B. balanus* (*E. loricata*) (см. рис. 7; табл. 3 и 4).

Индекс AMBI варьировал в пределах изученной акватории от 0 до 2,23 и в среднем составил $0,65 \pm 0,06$. Средние показатели соответствуют ненарушенному состоянию донного населения с высоким экологическим статусом. Данным критериям соответствуют 83% станций. На 13 станциях (15,7%), преимущественно расположенных в юго-восточной части исследованной акватории, значения индекса соответствовали слабым структурным нарушениям, с сохранением хорошего экологического статуса (рис. 8 С).

Индекс M-AMBI варьировал от 0,25 до 0,94. Среднее значение индекса ($0,69 \pm 0,02$) соответствует «хорошему» экологическому статусу. «Высокий» экологический статус зарегистрирован на 36,9% станций, «хороший» – на 46,4% станций, на 12 станциях (13,1%) экологический статус оценён как «умеренный» и на 2-х станциях (2,3%) – как «обеднённый» (рис. 8 D). На половине станций, экологический статус которых соответствовал «умеренному» и «обеднённому», зарегистрировано сообщество *M. edulis* (*B. crenatus*), на остальных – видовые группировки с доминированием и субдоминированием мшанок, гидроидных полипов и губок (см. рис. 7; табл. 3 и 4).

Средние значения индексов экологического состояния для сообществ, выделенных в пределах Святоносского поселения исландского гребешка в 2023 г., представлены в табл. 5. Наиболее выраженные признаки стрессового состояния отмечены для сообщества *M. edulis* (*B. crenatus*) (D).

Доля плотоядных видов в общей валовой биомассе по всем станциям составила 2,8%, что значительно ниже верхнего порога диапазона нормы в 7–10% [Кузнецов, 1970] и также может свидетельствовать о благополучной экологической обстановке в исследованном районе.

Сравнение данных съёмок 2016 и 2023 гг.

В соответствие с данными табл. 6, практически все количественные показатели видового разнообразия и общего обилия, полученные в 2023 г., статистически достоверно выше данных 2016 г.

Отмечены значительные изменения в структуре доминирования. Увеличились индексы плотности гребешка, кукумарии, модиолуса; такие плотоядные виды как *N. despecta*, *P. camtschaticus*, *P. pubescens*, *H. araneus* уступили лидирующие позиции мшанкам *Cellepora* sp., баянусам и морскому ежу *E. esculentus*. В соответствии с этим доля плотоядных видов в общей биомассе снизилась почти вдвое.

Сравнение показателей экологического благополучия в 2023 г. по сравнению с 2016 г. показало отсутствие значимых различия для AMBI-индекса и достоверно более высокие значения для всех остальных индексов (*W*, D_E , *M-AMBI*), что также может быть свидетельством положительной динамики экологического состояния.

Таблица 5. Средние значения индексов экологического состояния на станциях сообществ, выделенных в пределах Святоносского поселения исландского гребешка в 2023 г.

Table 5. Mean values of indices of the ecological state of the benthic communities described in the area of the Cape Svyatoy Iceland scallop bed in 2023

Сообщество	Обозначение*	<i>W</i>	D_E	<i>AMBI</i>	<i>M-AMBI</i>
<i>Chlamys islandica</i>	G, H, F	0,23	-0,43	0,23	0,71
<i>Chlamys islandica</i> (<i>Balanus balanus</i>)	J	0,21	-0,26	0,35	0,83
<i>Chlamys islandica</i> (<i>Modiolus modiolus</i>)	I	0,25	-0,31	0,34	0,64
<i>Cucumaria frondosa</i> + <i>Chlamys islandica</i>	K	0,27	-0,30	0,65	0,85
<i>Mytilus edulis</i> (<i>Balanus crenatus</i>)	D	0,05	-0,03	1,42	0,55
<i>Spisula elliptica</i> ; <i>Cellepora</i> sp. (<i>S. elliptica</i>)	A, E	0,11	-0,13	0,38	0,57
<i>Cellepora</i> sp. (<i>Eucratea loricata</i>); <i>E. loricata</i> (Hydrozoa g. sp.)	C, B	0,18	-0,24	1,22**	0,59
<i>Balanus balanus</i> (<i>Eucratea loricata</i>)	L	0,20	-0,15	0,10	0,70
<i>Suberites luetkenii</i> (<i>Tricellaria ternata</i> , <i>Polymastia nivea</i>)	M	0,28	-0,31	0,78	0,72

Примечания: * – обозначения сообщества как на рис. 6, 7 и в табл. 3 и 4; ** – согласно [Vorja et al., 2012], использование индекса для сообществ с доминированием колониальных организмов дает не интерпретируемые результаты.

Таблица 6. Основные характеристики зообентоса южной части Святоносского поселения исландского гребешка по данным исследований 2016 и 2023 гг.: максимальное-минимальное значения / среднее±стандартная ошибка**Table 6.** The main characteristics of zoobenthos in the southern part of the Cape Svyatoy Iceland scallop bed in 2016 and 2023: maximum-minimum / average±standard error values of quantitative parameters

Характеристика	2016 г.	2023 г.	p-value
Количество станций	51	71	
Общее к-во таксонов/видов	125 / 82	145 / 104	
К-во таксонов на станции (в улове)	2–24 / 8,0±0,6	4–51 / 27,1±1,2	5,56E-17*
ES(1000 экз.) ± δ	51,3±6,4	78,9±10,7	
ES(100 кг) ± δ	59,9±3,9	104,7±11,1	
Индекс Шеннона-Виннера (H_N')	0,004–3,44 / 1,30±0,13	0,21–4,83 / 3,17±0,12	3,50E-15*
Плотность поселения, экз./м ²	0,01–1,2 / 0,2±0,04	0,2–85,0 / 12,6±1,9	1,05E-19*
Биомасса, г/м ²	0,03–292 / 33,8±7,7	1,4–1684 / 211,1±45,4	4,93E-0,6*
Доля плотоядных в общей биомассе, %	5,2	2,8	
Виды, доминирующие в пределах сравняемого района по индексу плотности** (указан в скобках)	<i>C. islandica</i> (85), <i>C. frondosa</i> (26), <i>N. despecta</i> (13), <i>M. modiolus</i> (13), <i>P. camtchaticus</i> (9), <i>P. pubescens</i> (8), <i>H. araneus</i> (8)	<i>C. islandica</i> (128), <i>C. frondosa</i> (28), <i>Cellepora</i> sp. (24), <i>M. modiolus</i> (19), <i>Balanus</i> sp. (17), <i>B. balanus</i> (17), <i>Actiniaria</i> g. sp. (13), <i>E. esculentus</i> (13)	
Частота встречаемости гребешка на станциях, %	62,7	88,7	
Плотность поселения гребешка, экз./м ²	0,003–1,05 / 0,23±0,05	0,005–33,5 / 4,61±1,09	0,001*
Биомасса гребешка, г/м ²	0,01–224 / 44,1±9,9	0,003–1200 / 183,1±40,3	0,328
W-статистика Кларка	-0,33–0,68 / 0,14±0,03	-0,074–0,41 / 0,21±0,01	0,026*
D_E	-0,95–0,64 / -0,10±0,05	-0,67–0,14 / -0,29±0,03	0,0001*
AMBI	0–1,50 / 0,50±0,06	0–1,77 / 0,56±0,05	0,401
M-AMBI	0,45–0,92 / 0,66±0,02	0,25–0,94 / 0,72±0,02	6,21E-10*

Примечания: * – различия статистически достоверны на 5% уровне значимости; ** – индекс плотности таксона рассчитан как квадратный корень из произведения его средней биомассы на частоту встречаемости [Броцкая, Зенкевич, 1939].

ОБСУЖДЕНИЕ

Сравнение характеристик бентоса, полученных в 2023 г., с данными съёмки 2016 г. показало значительное увеличение всех количественных параметров. Согласно данным, приведённым в табл. 6, средняя плотность поселения учтённых тралом Сигсби бентосных организмов увеличилась в 63 раза, общая биомасса бентоса – в 6,2 раза, плотность поселения гребешка (основного биомассообразующего вида) – в 20 раз, а его средняя биомасса – в 4 раза.

Анализируя причины такого «стремительного» увеличения количественных показателей всего за пять лет, прошедших между сравниваемыми съёмками, несмотря на ожидаемый эффект восстановления донных сообществ после прекращения промысла, нельзя исключить вероятности влияния на полученный результат технических особенностей проведения исследований. Сравнимые съёмки выполнялись на разных судах, а использованные

орудия лова (тралы Сигсби), несмотря на однотипность конструкции, могли незначительно различаться характеристиками. В 2016 г. работы проводились на НИС «Фритюф Нансен», водоизмещение которого в четыре раза больше, чем у НИС «Профессор Бойко» (2433 и 582 т, соответственно), что не могло не сказаться на манёвренности судов при выполнении драгирований таким относительно лёгким орудием лова как трал Сигсби. Сравнительный анализ параметров драгирований в съёмках 2016 и 2023 гг. показал статистически достоверные различия (табл. 7). Кроме того, в 2016 г. в пределах сравниваемой акватории, полностью было обработано 78,4% уловов, в то время как в 2023 г. – только 18,3%, так как на большинстве станций, из-за большого объёма, уловы обрабатывались частично. Приведённые данные однозначно свидетельствуют о том, что эффективность облова бентосных организмов в съёмке 2016 г., была ниже, чем в 2023 г.

Таблица 7. Основные характеристики драгирований, выполненных тралом Сигсби в пределах сравниваемой акватории Святоносского поселения гребешка в 2016 и 2023 гг.: минимальное-максимальное значения / среднее \pm стандартная ошибка

Table 7. Main characteristics of the Sigsbee trawl dredging during the survey in the Cape Svyatoy Iceland scallop bed in 2016 and 2023: minimum-maximum / average \pm standard error

Характеристика драгирований	2016 г.	2023 г.	<i>p-value</i>
Продолжительность, мин.	3–10 / 4,04 \pm 0,19	2–5 / 2,28 \pm 0,09	2,32E-18
Скорость, узел	2,0–3,2 / 2,37 \pm 0,04	1,5–2,5 / 1,90 \pm 0,03	1,10E-19
Дистанция драгирования (1), м	185–710 / 292,2 \pm 12,3	93–309 / 133,8 \pm 6,2	7,24E-19
Дистанция драгирования (2), м	127–708 / 334,6 \pm 20,5	59–479 / 173,8 \pm 11,5	1,09E-11
К-во полностью обработанных уловов, %	78,4	18,3	

Примечания: (1) – рассчитано как произведения скорости драгирования на его продолжительность; (2) – рассчитано по координатам начала (постановка лебёдки на стопор) и конца (снятие лебёдки со стопора) драгирования.

Коэффициент уловистости орудия лова является важнейшим параметром количественной оценки состояния как донного населения в целом, так и популяций отдельных видов. Вместе с тем, несмотря на то что трал Сигсби является одним из наиболее популярных буксируемых орудий лова в отечественных морских гидробиологических исследованиях, данные о его уловистости по отношению к различным донным организмам очень немногочисленны.

Согласно исследованиям Д. Ю. Лазаревой и И.Е. Манушина [2017], основанным на сравнительном анализе результатов дночерпательного пробоотбора и драгировок тралом Сигсби в бентосной съёмке Баренцева моря 2003–2008 гг. [Anisimova et al., 2011], средний коэффициент уловистости тралом Сигсби эпифаунных двустворчатых моллюсков составил 33% (0,33).

В работе Е.А. Фроловой [2000], посвящённой описанию структуры зообентоса в юго-восточной части Баренцева моря по подводным фотографиям, дночерпательным пробам и результатам драгирований, отсутствуют данные по уловистости использованного трала Сигсби, однако представленные в Приложении к работе материалы позволяют рассчитать этот параметр. На семи станциях, выполненных в области распространения различных биоценозов, коэффициенты уловистости трала Сигсби, рассчитанные по отношению к дночерпательным данным, варьировали от 0,14 до 1,01 (в среднем – 0,46 \pm 0,11), а по отношению к общей биомассе бентоса, учтённой всеми тремя способами, – от 0,12 до 0,79 (в среднем – 0,35 \pm 0,10).

Все три приведённые оценки (0,33, 0,35 и 0,46) превышают коэффициент уловистости 0,2, который

в ходе мониторинга промысловых популяций гребешка Баренцева и Белого морей использовали как для промысловых драг, так и для трала Сигсби⁵ [Золотарев, 2016]. Такой результат закономерен, если учесть, что величина колец металлической рубашки промысловой драги составляет 70 мм, а ячея внутренней рубашки трала Сигсби – 10 мм. Вместе с тем, расчёты, проведённые по данным Е.А. Фроловой [2000], демонстрируют значительную вариабельность характеристик уловистости даже одного и того же трала в зависимости от глубины, типа донного осадка и характера донного населения. Отсутствие калибровочных дночерпательных сборов как в съёмке 2016 г., так и 2023 г. не позволяет достоверно оценить различия уловистости использованных орудий лова, а значит и абсолютных значений биомассы и численности донного населения, полученных в сравниваемых съёмках.

С учётом коэффициентов уловистости трала Сигсби, полученных относительно дночерпательных данных (0,33–0,46) [Лазарева, Манушин, 2017; Фролова, 2000], среднее значение биомассы бентоса по результатам съёмки 2023 г. в пределах всего исследованного района (см. рис. 1) может быть оценено в 479–668 г/м², а в пределах акватории, общей с аналогичной съёмкой 2016 г. (см. рис. 2), – в 558–778 г/м².

Ретроспективные данные о биомассе бентоса непосредственно в пределах Святоносского гребешкового поселения немногочисленны, что в определённом

⁵ С 1991 по 2006 гг. в ресурсных съёмках гребешка в качестве учётного орудия лова использовали промысловые драги. В 2007 и 2008 гг. наряду с промысловыми драгами начали применять стандартный трал Сигсби, который с 2009 г. стал основным учётным орудием лова при оценке запаса исландского гребешка в Баренцевом и Белом морях.

ной степени может быть связано со сложностью дночерпательного пробоотбора на жёстких и смешанных грунтах гребешковых банок. В архиве ПИНРО имеются сведения лишь о двух станциях, выполненных в пределах исследованного района на НИС «Исследователь» в 1937 г. и одной станции, выполненной на ГС «Ромуальд Муклевич» в 2003 г. Биомасса бентоса в 1937 г. была оценена в 701 и 645 г/м², из которых на долю гребешка пришлось 65 и 53%, соответственно. В 2003 г. биомасса бентоса составила 998 г/м² при доле гребешка в 86%. Доля гребешка в улове трала Сигсби, выполненного в 2023 г. на этой же станции, составила 85%, что очень близко не только к результату дночерпательного пробоотбора, но и к средним показателям, полученным в 2016 г. (85%) и 2023 г. (81%).

Согласно данным В.И. Зацепина [1962], преимущественно основанным на довоенных дночерпательных сборах, биомасса эпифауны на жёстких грунтах мелководий Восточного Мурмана варьирует от 300 до 1500 г/м², в среднем составляя порядка 400 г/м². Близкие значения – 12–3007 г/м², в среднем 583 г/м² – были получены О.А. Кийко и В.Б. Погребовым в 1993 г. в юго-восточной части Баренцева моря для комплекса мелководных сообществ малоподвижных фильтраторов с доминированием *C. islandica*, *B. balanus*, *M. modiolus* и *M. edulis* [Кийко, Погребов, 1997].

Полученные в 2023 г. значения биомассы бентоса сопоставимы с приведёнными ретроспективными данными. Однако учитывая, что более 70% суммарной биомассы всех уловов было получено в пределах лишь одного промыслового квадрата (квадрат 952 на рис. 4 В), средний уровень биомассы на большей части исследованной акватории может быть оценён как более низкий по сравнению с данными предыдущих исследований. Так медианное значение биомассы бентоса (лучше отражающее общую картину при высоко-агрегированном характере распределения) для всего исследованного участка составило лишь 111–155 г/м², а для акватории общей с аналогичной съёмкой 2016 г. – 151–211 г/м².

По данным подводных видео-наблюдений, выполненных на Святоносском поселении в 1991–2001 гг., максимальная плотность поселения гребешка промыслового размера (с высотой раковины 80 мм и более) составила 62 экз./м² [Золотарев, 2016]. При средней массе промысловых моллюсков в 155 г и их доле в общей биомассе бентоса порядка 70–80%⁶, это может соответствовать общей биомассе бентоса в 12,0–13,7 кг/м². В 2023 г. наибольшая плотность поселения гребешков промыслового размера без учёта коэффи-

циента уловистости составила 8,2 экз./м², а биомасса бентоса – 2,3 кг/м². Оба значения были зарегистрированы на станциях, расположенных в промысловом квадрате № 952 (рис. 4 В). С учётом коэффициента уловистости (0,33–0,46) максимальные значения плотности поселения гребешка промыслового размера и общей биомассы бентоса могут быть оценены в 18–25 экз./м² и 5,0–6,9 кг/м², соответственно. Таким образом, наибольшие биомассы бентоса, полученные в 2023 г., так же значительно ниже максимальных значений, зарегистрированных в пределах Святоносского поселения в период промысла.

Оценивая современный уровень биомассы бентоса в пределах Святоносского поселения исландского гребешка нельзя обойти вниманием текущую климатическую обстановку, характеризующуюся более чем двумя десятилетиями значительных положительных температурных аномалий [Трофимов, 2021]. Находясь под прямым влиянием Прибрежной ветви тёплого Нордкапского течения, характеристики прибрежных сообществ Восточного Мурмана в значительной мере определяются состоянием популяций широко распространённых здесь массовых бореальных видов, таких как гребешок, модиолус, мидия, кукумария и др. В 2023 г. доля этих видов составила 86% общей биомассы бентосных организмов, зарегистрированных в пределах исследованной акватории. Ретроспективные данные хорошо отражают тенденцию на увеличение степени доминирования руководящих видов сообществ прибрежных районов Мурмана в тёплые периоды с лагом, приблизительно соответствующим средней продолжительности их жизни [Броцкая, Зенкевич, 1939; Зацепин, 1962; Денисенко, 1989].

Таким образом, с учётом всех приведённых данных, современный уровень биомассы бентоса в пределах рассматриваемой акватории, может быть оценён как более низкий, чем предполагалось с учётом длительного предшествующего тёплого периода.

Все использованные в работе индексы оценки экологического состояния макробентоса были разработаны на основе дночерпательного пробоотбора на мягких грунтах [Warwick, 1986; Clarke, 1990; Денисенко, 2006; Borja et al., 2000; 2012]. По этой причине отсутствует опыт их использования на смешанных и жёстких грунтах, а также на материале, собранном гидробиологическими драгами (трал Сигсби относится к этому типу орудий лова). Тем не менее, учитывая широкий размерный диапазон облавливаемых тралом Сигсби донных беспозвоночных (в представленных исследованиях – от нескольких мм до нескольких десятков см) и практически полный облов преобладающей на жёстких и смешанных грунтах эпифауны, мы

⁶ По данным съёмки 2023 г.

посчитали возможным сделать попытку протестировать полученный в 2023 г. материал с использованием этих индексов.

Согласно данным, приведённым в табл. 5, средние значения индексов экологического состояния для всех сообществ, выделенных в пределах исследованного района, за исключением биоценоза *Mytilus edulis* (*Balanus crenatus*) (D на рис. 6, 7 и в табл. 3–5), показали значения, в целом соответствующие благополучному экологическому статусу, без явных структурных нарушений.

Средние значения индексов W и D_E , для сообщества с доминированием *M. edulis* и субдоминированием *B. crenatus* (D на рис. 6, 7 и в табл. 3–5), соответствовали переходному состоянию между доминированием K и r стратегий; индекс $AMBI$ соответствовал слабым нарушениям при сохранении хорошего экологического статуса, а $M-AMBI$ – пограничному значению между хорошим и умеренным экологическим статусом.

Полученный результат представляется в определённой степени парадоксальным, так как область распространения сообщества *M. edulis* (*B. crenatus*), расположенная юго-восточнее мыса Святой Нос (см. рис. 7), находится за пределами района промысла [Золотарев, 2016], в то время как районы активного промыслового воздействия демонстрируют более высокий и благополучный экологический статус.

Вместе с тем, если гребешковую банку рассматривать как климакс, а изменения, происходящие после прекращения промысла, как экзогенную сукцессию [Жирков, 2010; Челноков и др., 2014], то положительное значение всех рассмотренных экологических индексов является закономерным, так как отражает естественную природу сукцессионного процесса. При этом, учитывая малый срок, прошедший с окончания промысла (5 лет), современное состояние донных сообществ можно охарактеризовать как начальные этапы сукцессионного процесса восстановления ценотической системы гребешковой банки. Относительно низкие значения биомассы на фоне благополучного экологического статуса, в этом случае, являются закономерными.

Сообщество с доминированием *Mytilus edulis* зарегистрировано на своеобразном грунте, представленном мелкобитой ракушкой, в основном состоящей из обломков домиков баянусов, и крупным хорошо промытым песком, и характеризуется относительно бедным видовым составом и средними количественными показателями (см. рис. 3; табл. 4). Ещё более бедные характеристики демонстрирует близкое по распространению сообщество с доминированием двустворчатого моллюска *Spisula elliptica*.

Полное отсутствие ракушки гребешка в области распространения этих сообществ однозначно указывает на то, что в течение достаточно длительного периода его поселения отсутствовали в данном районе. Согласно С.Г. Денисенко [1989], наиболее благоприятная для гребешков гидродинамическая активность характеризуется скоростью течения порядка 20–25 см/с и крупнопесчаными отложениями. При скорости течения свыше 40 см/с плотность поселения моллюсков резко снижается вплоть до их полного исчезновения. Характер грунта (скопление обломков домиков баянусов) и отсутствие гребешковых поселений свидетельствует о скоростях придонных течений свыше пороговых для их формирования. Это подтверждают и данные В.А. Потанина с соавторами [1985], согласно которым в прибрежье Мурмана суммарная скорость постоянных и приливных течений вдоль берега может составлять более одного узла (более 50 см/с), а в проливах и узостях – более двух узлов (более 100 см/с).

По-видимому, эти экстремальные условия (высокая скорость течения, подвижный грунт) пригодны для формирования поселений лишь немногих видов, одним из которых является мидия, адаптированная к обитанию в высоко-прибойных условиях литорали и верхней sublиторали. Специфика структуры таких сообществ, формирующихся в стрессовых условиях естественного характера, по-видимому находит отражение в низких показателях индексов экологического благополучия.

Ранее С.Г. Денисенко [2006] отмечал, что предложенный им индекс преобладающей жизненной стратегии (D_E), эффективно отражает области стрессового состояния бентоса не только антропогенного, но и естественно-природного характера. Так, стрессовые значения индекса были выявлены им в таких не подверженных антропогенному воздействию районах Печорского моря как Поморский пролив, мелководье о. Долгий, Карские ворота, Югорский шар (районы повышенной гидродинамической активности). Индекс продемонстрировал также чувствительность к критическим градиентам придонной солёности в Печорской и Обской губах, в Енисейском заливе и ряде районов Белого моря.

Примечательно, что стрессовое состояние бентоса в области распространения сообщества *M. edulis* было зарегистрировано не только индексом D_E и близкой к нему W -статистикой Кларка (основанными на размерной структуре сообщества), но и индексами $AMBI$ и $M-AMBI$, разработанными для выявления антропогенной нагрузки, связанной с загрязнением и эвтрофикацией.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В проанализированных уловах отмечены 142 таксона донных беспозвоночных (104 видового ранга). Информационное разнообразие Шеннона-Виннера соответствует среднему уровню видового разнообразия ненарушенных экосистем.

В пределах исследованного района описаны 13 сообществ, из которых шесть характеризуются доминированием и субдоминированием исландского гребешка.

Средний уровень биомассы бентоса в пределах исследованного района, по сравнению с фоновыми значениями предыдущих исследований, оценивается как более низкий, чем ожидаемый с учётом длительного предшествующего тёплого периода.

По результатам сравнения данных 2016 и 2023 гг. отмечена положительная динамика трофической структуры бентоса: доля плотоядных видов в общей биомассе снизилась вдвое, доминировавшие по биомассе плотоядные виды уступили лидирующие позиции сестонофагам. Частота встречаемости исландского гребешка на станциях в пределах сравниваемого района увеличилась на 26%.

Согласно результатам тестирования с использованием индексов экологического благополучия, состояние донного населения в пределах исследованной в 2023 г. акватории Святоносского поселения исландского гребешка, в целом соответствует благополучному экологическому статусу, без явных структурных нарушений. Исключение составляет локальный участок юго-восточнее мыса Святой Нос, где сообщества с доминированием двустворчатых моллюсков *Mytilus edulis* и *Spisula elliptica* демонстрируют более низкие показатели экологического статуса, общего обилия и видового разнообразия, обусловленные естественно-природной спецификой условий обитания.

Благодарности

Авторы благодарят сотрудников Полярного филиала И.Е. Манушина, С.В. Баканева, А.В. Стесько и А.В. Долгова за ценные замечания и конструктивные предложения по улучшению рукописи.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Соблюдение этических норм

Все применимые этические нормы соблюдены.

Финансирование

Работа выполнена в рамках государственного задания Полярного филиала ФГБНУ «ВНИРО» («ПИНРО» им. Н.М. Книповича), раздел 6.2.

ЛИТЕРАТУРА

- Баканев С.В., Золотарев П.Н. 2015. Исследование динамики запаса исландского гребешка *Chlamys islandica* в Баренцевом море с помощью продукционной модели // Вопросы рыболовства. Т. 16. № 1. С. 49–63.
- Баканев С.В., Манушин И.Е. 2018. Правило регулирования промысла исландского гребешка в рамках нового подхода к оценке состояния его запаса в Баренцевом море // Вопросы рыболовства. Т. 19. № 3. С. 387–400.
- Баканов А.И. 2005. Количественная оценка доминирования в экологических сообществах // Количественные методы экологии и гидробиологии (сб. науч. трудов, посвященный памяти А.И. Баканова). Тольятти: СамНЦ РАН. С. 37–67.
- Броцкая В.А., Зенкевич Л.А. 1939. Количественный учёт донной фауны Баренцева моря. // Труды ВНИРО. Т. 4. С. 3–127.
- Гудимова Е.Н. 2004. Донные беспозвоночные Баренцева моря: ресурсы, перспективы использования, экология // Природопользование в Евро-Арктическом регионе: опыт XX века и перспективы. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН. С. 52–42.
- Денисенко С.Г. 1989. Экология и ресурсы исландского гребешка в Баренцевом море. Апатиты: КНЦ АН СССР. 138 с.
- Денисенко С.Г. 2006. Информационная мера Шеннона и её применение в оценках биоразнообразия (на примере морского зообентоса) // Исследования фауны морей. Т. 56 (64). С. 35–46.
- Жирков И.А. 2010. Жизнь на дне. Био-география и био-экология бентоса. М.: Т-во научных изданий КМК. 453 с.
- Зацепин В.И. 1962. Сообщества фауны донных беспозвоночных Мурманского побережья Баренцева моря и их связь с сообществами Северной Атлантики // Труды ВГБО. Т. 12. С. 245–344.
- Захаров Д.В., Стрелкова Н.А., Манушин И.Е., Зимица О.Л., Хачатурова К.С., Блинова Д.Ю., Йоргенсен Л.Л. 2022. Методические рекомендации по оценке прилова мегабентосных организмов в донных тралах и опыт их использования в Баренцевом море // Вопросы рыболовства. Т. 23. № 3. С. 179–192.
- Золотарев П.Н. 2016. Биология и промысел исландского гребешка *Chlamys islandica* в Баренцевом и Белом морях. Мурманск: ПИНРО. 289 с.
- Кузнецов А.П. 1970. Закономерности распределения пищевых группировок донных беспозвоночных в Баренцевом море // Труды ИО АН СССР. Т. 88. С. 5–80.
- Лазарева Д.Ю., Манушин И.Е. 2017. К уточнению оценок количественных показателей поселений крупных двустворчатых моллюсков Баренцева моря // Проблемы

- Арктического региона. Тез. докл. XVI Межд. науч. конф. студентов и аспирантов (г. Мурманск, 16 мая 2017 г.). Апатиты: Изд-во КНЦ РАН. С. 61–62.
- Любарский Е.Л. 1974. К методике экспресс-квалификации и сравнения описаний фитоценозов // Количественные методы анализа растительности. Уфа: БФАН СССР. С. 123–125.
- Носова Т.Б., Манушин И.Е., Захаров Д.В. 2018. Структура и многолетняя динамика сообществ зообентоса в районах поселений исландского гребешка у Кольского полуострова // Известия ТИНРО. Т. 194. Вып. 3. С. 27–41. DOI 10.26428/1606–9919–2018–194–27–41.
- Потанин В.А., Денисов В.В., Эрштадт М.А. 1985. Океанографические факторы формирования биопродуктивности Баренцева моря. Динамика вод // Жизнь и условия её существования в пелагиали Баренцева моря. Апатиты: Изд-во КФ АН СССР. С. 18–29.
- Трофимов А.Г. 2021. Современные тенденции изменения океанографических условий Баренцева моря // Труды ВНИРО. Т. 186. № 4. С. 101–118.
- Шлыгин И.А. 1987. Популярная гидрометеорология и судовождение. М.: Транспорт. 192 с.
- Фролова Е.А. 2000. Ландшафтные наблюдения и структура зообентоса в южной части Новоземельской банки и на разрезе Новая Земля – пос. Дальние Зеленцы (по материалам 48 рейса НИС «Дальние Зеленцы», 1988) // Современный бентос Баренцева и Карского морей. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН. С. 23–43, 389–458.
- Челноков А.А., Саевич К.Ф., Ющенко Л.Ф. 2014. Общая и прикладная экология. Минск: Вышэйшая школа. 654 с.
- Anisimova N.A., Jørgensen L.L., Lyubin P.A., Manushin I.E. 2011. Benthos // The Barents Sea. Ecosystem, Resources, Management. Half a century of Russian-Norwegian cooperation. / Т. Jakobsen, V. Ozhigin eds. Tapir Academic Press, Trondheim. P. 121–159.
- Borja Á., Franco J., P'erez V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments // Mar. Pollut. Bull. V. 40, P. 1100–1114.
- Borja Á., Mader J., Muxika I. 2012 Instructions for the use of the AMBI index software (Version 5.0) // Revista de Investigacion Marina. V. 19. N. 3. P. 71–82.
- Clarke K.R. 1990. Comparisons of dominance curves // J. Exp. Mar. Biol. Ecol. V. 138. P. 143–157.
- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis // Palaeontologia Electronica. V. 4. N 1. 9 pp.
- Jørgensen L.L., Logerwell E.A., Strelkova N.A., Zakharov D.V., Roy V., Nozères C., Bluhm B.A., Ólafsdóttir S.H., Burgos J.M., Sørensen J., Zimina O.L., Rand K. 2022. International megabenthic long-term monitoring of a changing arctic ecosystem: baseline results // Progress in Oceanography. T. 200. 102712. 20 pp.
- Kiyko O.A., Pogrebov V.B. 1997. Long-term benthic population changes (1920–1930s – present) in the Barents and Kara Seas // Mar. Poll. Bull. V. 35. N. 7–12. P. 322–332.
- Muxika I., Borja A., Bonne W. 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts // Ecological Indicators. V. 5. P. 19–31.
- Muxika I., Borja Á., Bald J. 2007. Using historical data, expert judgment and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive // Mar. Pollut. Bull. V. 55. № 1–6. P. 16–29.
- Warwick R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities // Mar. Biol. V. 92. P. 557–562.

REFERENCES

- Bakanev S.V., Zolotarev P.N. 2015. Study of the Barents Sea Iceland scallop *Chlamys islandica* stock dynamics using the analytical model // Voprosy rybolovstva. V. 16 № 1. P. 49–63. (In Russ.)
- Bakanev S.V., Manushin I.E. 2018. Harvest control rule for the island scallop within the new approach to the Barents Sea stock assessment // Voprosy rybolovstva. V. 19 № 3. P. 387–400 (In Russ.)
- Bakanov A.I. 2005. Quantitative assessment of dominance in ecological communities // Quantitative methods of ecology and hydrobiology (coll. scient. papers to the memory of A.I. Bakanov). Tolyatti: SamSC RAS. pp. 37–67. (In Russ.)
- Brotskaya V.A., Zenkevich L.A. 1939. Quantitative evaluation of the bottom fauna of the Barents Sea // Trudy VNIRO. V. 4. P. 3–127 (In Russ.)
- Gudimova E.N. 2004. Benthic invertebrates of the Barents Sea: resources, prospects for use, ecology // Nature management in the Euro-Arctic region: experience of the 20th century and prospects. Apatity: KSC RAS Press. P. 52–42 (In Russ.)
- Denisenko S.G. 1989. Ecology and resources of the Icelandic scallop in the Barents Sea. Apatity: KSC RAS USSR Press. 138 pp. (In Russ.)
- Denisenko S.G. 2006. Shannon information measuring and its application to estimation of a biodiversity (on example of marine zoobenthos) Research of the fauna of the seas. V. 56(64). P. 35–46 (In Russ.)
- Zhirkov I.A. 2010. Life at the bottom. Bio-geography and bioecology of benthos. M.: KMK Scientific Press Ltd. 453 pp. (In Russ.)
- Zatsepin V.I. 1962. Communities of the benthic invertebrates fauna in the Murman coastal water of the Barents Sea and their connection with the communities of the North Atlantic // Trudy VGBO. V. 12. P. 245–344 (In Russ.)
- Zakharov D.V., Strelkova N.A., Manushin I.E., Zimina O.L., Khacheturova K.S., Blinova D.Yu., Jørgensen L.L. 2022. Guidance for the assessment of the megabenthos bycatch in the bottom trawl in the course of research surveys // Voprosy rybolovstva. V. 23. № 3. P. 179–192 (In Russ.)
- Zolotarev P.N. 2016. Biology and fishery of the Icelandic scallop *Chlamys islandica* in the Barents and White Seas. Murmansk: PINRO Publish. 289 pp. (In Russ.)

- Kuznetsov A.P. 1970. The principles of bottom invertebrates feeding groups distribution in the Barents Sea // Trudy IO AN SSSR. V. 88. P. 5–80. (In Russ.).
- Lazareva D.Yu., Manushin I.E. 2017. To clarify estimates of quantitative indicators of settlements of large bivalve mollusks in the Barents Sea // Problems of the Arctic region. Abstr. of the XVI Intern. Scient. Conf. of Students and Postgraduate Students. (Murmansk 16.05.2017). Apatity: KSC RAS Press. P. 61–62 (In Russ.).
- Lyubarsky E.L. 1974. Towards a methodology for express qualification and comparison of phytocenoses descriptions // Quantitative methods of vegetation analysis. Ufa: BFAN USSR. P. 123–125 (In Russ.).
- Nosova T.B., Manushin I.E., Zakharov D.V. 2018. Structure and long-term dynamics of zoobenthos communities in the areas of scallop *Chlamys islandica* beds at Kola Peninsula // Izvestiya TINRO. V. 194. № 3. P. 27–41. DOI 10.26428/1606–9919–2018–194–27–41. (In Russ.).
- Potantin V.A., Denisov V.V., Ershtadt M.A. 1985. Oceanographic factors of the Barents Sea bioproductivity formation. Waters dynamics // Life and conditions of its existence in the pelagic of the Barents Sea. Apatity: KS AS USSR Press. pp. 18–29. (In Russ.).
- Trofimov A.G. 2021. The current trends in oceanographic conditions of the Barents Sea // Trudy VNIRO. V. 186. № 4. P. 101–118 (In Russ.).
- Shlygin I.A. 1987. Popular hydrometeorology and navigation. M.: Transport. 192 pp. (In Russ.).
- Frolova E.A. 2000. Landscape observations and zoobenthos structure in the southern part of the Novaya Zemlya shallow-water area on the section Novaya Zemlya – the settlement Dalnie Zelentsy (based on the results of the 48th cruise of R/V «Dalnye Zelentsy», 1988) // Current benthos of the Barents and Kara seas. Apatity: KSC RAS. P. 23–43, 389–458 (In Russ.).
- Chelnokov A.A., Saevich K.F., Yushchenko L.F. 2014. General and applied ecology. Minsk: Higher School. 654 pp. (In Russ.).
- Anisimova N.A., Jørgensen L.L., Lyubin P.A., Manushin I.E. 2011. Benthos // The Barents Sea. Ecosystem, Resources, Management. Half a century of Russian-Norwegian cooperation. / T. Jakobsen, V. Ozhigin eds. Tapir Academic Press, Trondheim. P. 121–159.
- Borja Á., Franco J., Pérez V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments // Mar. Pollut. Bull. V. 40, P. 1100–1114.
- Borja Á., Mader J., Muxika I. 2012. Instructions for the use of the AMBI index software (Version 5.0) // Revista de Investigacion Marina. V. 19. N. 3. P. 71–82.
- Clarke K.R. 1990. Comparisons of dominance curves // J. Exp. Mar. Biol. Ecol. V. 138. P. 143–157.
- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis // Palaeontologia Electronica. V. 4. N 1. 9 pp.
- Jørgensen L.L., Logerwell E.A., Strelkova N.A., Zakharov D.V., Roy V., Nozères C., Bluhm B.A., Ólafsdóttir S.H., Burgos J.M., Sørensen J., Zimina O.L., Rand K. 2022. International megabenthic long-term monitoring of a changing arctic ecosystem: baseline results // Progress in Oceanography. T. 200. 102712. 20 pp.
- Kiyko O.A., Pogrebov V.B. 1997. Long-term benthic population changes (1920–1930s – present) in the Barents and Kara Seas // Mar. Poll. Bull. V. 35. N. 7–12. P. 322–332.
- Muxika I., Borja A., Bonne W. 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts // Ecological Indicators. V. 5. P. 19–31.
- Muxika I., Borja Á., Bald J. 2007. Using historical data, expert judgment and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive // Mar. Pollut. Bull. V. 55. № 1–6. P. 16–29.
- Warwick R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities // Mar. Biol. V. 92. P. 557–562.

Поступила в редакцию 21.06.2024 г.
Принята после рецензии 31.08.2024 г.