Известия ТИНРО

2017 **Том 189**

УДК 574.587(265.51)

В.А. Надточий, Н.В. Колпаков, И.А. Корнейчук*
Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр,
690091, г. Владивосток, пер. Шевченко, 4

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ТАКСОНОВ МАКРОЗООБЕНТОСА — ПОТЕНЦИАЛЬНЫХ ИНДИКАТОРОВ УЯЗВИМЫХ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ В ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ БЕРИНГОВА МОРЯ. 1. АНАДЫРСКИЙ РАЙОН

По результатам 4 дночерпательных (1985, 2005 гг.) и траловых (2008, 2012 гг.) съемок в анадырском районе Берингова моря установлен состав массовых видов в ряде групп макрозообентоса — потенциальных индикаторов уязвимых морских экосистем (УМЭ): альционарий (*Gersemia rubiformis*), губок (*Myxilla incrustans*, *Halichondria panicea*, *Semisuberites cribrosa*), асцидий (*Halocynthia aurantium*, *Boltenia ovifera*), мшанок (*Cystisella saccata*, *Flustra foliacea*), усоногих раков (*Chirona evermanni*) и офиур-горгоноцефалов (*Gorgonocephalus eucnemis*). Картировано распределение этих животных. Показано, что поселения неподвижных сестонофагов (первые 5 групп) формируются на твердых грубообломочных и смешанных грунтах в районах с повышенной гидродинамической активностью (вдоль юго-западного и северо-восточного побережий Анадырского залива преимущественно на глубинах до 80–90 м). В ряде случаев губки и мшанки в южной части района исследований проникают на глубины до 250 м (Наваринский каньон). Подвижный фильтратор *G. eucnemis* формирует скопления на глубинах 50–270 м, преимущественно на мягких грунтах центральной части Анадырского залива в районе локализации придонного холодного пятна воды. По результатам траловых съемок 2008 и 2012 гг. показано сохранение на одном уровне средней биомассы губок, горгоноцефала и больтении, а также снижение биомассы усоногого рака *Ch. evermanni* и пурпурной асцидии *Halocynthia aurantium* соответственно в 6,5 и 3,7 раза. В условиях невысокой интенсивности тралового лова сделано предположение, что снижение обилия последних определяется естественной динамикой их численности либо связано с влиянием случайности при облове мозаично расположенных локальных поселений данных видов.

Ключевые слова: уязвимые морские экосистемы (УМЭ), Анадырский залив, макрозообентос, распределение, динамика обилия.

Nadtochy V.A., Kolpakov N.V., Korneichuk I.A. Distribution of macrozoobenthic taxa — potential indicators of vulnerable marine ecosystems in the western part of Bering Sea. 1. Anadyr Bay area // Izv. TINRO. — 2017. — Vol. 189. — P. 156–170.

Following recent tendencies in fisheries policy to ensure both sustainability of ecosystems and conservation of economically sustainable fisheries, protection of vulnerable resources with

* *Надточий Виктор Александрович, кандидат биологических наук, заведующий лабораторией, e-mail: nva145@yandex.ru; Колпаков Николай Викторович, кандидат биологических наук, заведующий отделом, e-mail: kolpakov_nv@mail.ru; Корнейчук Илья Анатольевич, ведущий инженер, e-mail: pandalus@yandex.ru.*

Nadtochy Victor A., Ph.D., head of laboratory, e-mail: nva145@yandex.ru; Kolpakov Nickolay V., Ph.D., head of department, e-mail: kolpakov_nv@mail.ru; Korneichuk Ilya A., leading engineer, e-mail: pandalus@yandex.ru.

low direct economic value comes to the focus of fisheries management on ecosystem principles. One of the problems of modern fishing is a negative impact of bottom trawling because of destruction of benthic organisms vulnerable to mechanical impacts. This by-effect of fishing could affect negatively on functioning of bottom biocenoses, reproduction of exploited species, and decrease generally productivity of vulnerable marine ecosystems (VME). Potential VME indicators are determined for the area of the Anadyr Bay in the Bering Sea on the base of results of 4 benthic surveys using bottom sampler (1985, 2005) and bottom trawl (2008, 2012), as the most common species in some macrozoobenthic groups of epifauna. They are *Gersemia rubiformis* for soft corals, *Myxilla incrustans*, *Halichondria panicea*, *Semisuberites cribrosa* for sponges, *Halocynthia aurantium*, *Boltenia ovifera* for sea squirts, *Cystisella saccata*, *Flustra foliacea* for bryozoans, *Chirona evermanni* for barnacles, and *Gorgonocephalus eucnemis* for brittle stars. Their distribution is mapped. According to their life history and feeding habits, these species-indicators are divided onto two groups: immobile sestonophages (alcyonarians, sponges, ascidians, bryozoans, cirripedians) and mobile filtrators (brittle stars). The first group prevails on hard and mixed grounds mainly along southwestern and northeastern coasts of the Anadyr Bay at the depths of 80–90 m (sponges and bryozoans — to 250 m in the Navarin Canyon) with relatively warm water, active hydrodynamics and high biological productivity. The second group represented by *G. eucnemis* dominates on soft sediments in the central part of the Anadyr Bay with the depths of 50–270 m occupied by the cold water pool. Quantitative distribution of brittle star, on the one hand, and barnacles with sea squirts, on the other hand, is alternative to each other. On the contrary, barnacles, sponges and sea squirts have similar distribution of the biomass, being complementary species. Distribution patterns of all species-indicators are stable for many decades. However, biomass of some these species has changed in the southern Anadyr Bay between the similar surveys conducted in the 2008 and 2012: the mean biomass of barnacle *Ch. evermanni* and sea squirt *H. aurantium* had decreased in 6.5 and 3.7 times, respectively, whereas the mean biomass of sponges, brittle star *G. eucnemis* and sea squirt *B. ovifera* did not change. Bottom trawl fishery is not active in the northwestern Bering Sea, moreover, the habitats of immobile sestonophages with hard grounds are avoided by bottom trawlers being dangerous for fishing gears, so the observed decreasing of two species abundance is presumably caused by natural reasons or is a random error of the mosaic-distributed stocks assessment with insufficiently dense sampling grid.

Key words: vulnerable marine ecosystem (VME), Anadyr Bay, macrozoobenthos, benthos distribution, benthos dynamics.

Введение

Исторически сложилось так, что рыбохозяйственные исследования и управление промыслом традиционно фокусировались на коммерчески важных видах рыб и беспозвоночных, в то время как на ресурсы, имеющие невысокое экономическое значение, обращалось меньше внимания. Однако задачи политики в области рыбного хозяйства в настоящее время постепенно смещаются в сторону обеспечения как устойчивости экосистем, так и сохранения экономически устойчивого рыболовства (Hoel et al., 2013; Jørgensen et al., 2016). После Всемирной встречи на высшем уровне по устойчивому развитию* в последние годы вопросам управления рыбным хозяйством на экосистемных принципах, включая защиту уязвимых ресурсов, имеющих незначительную (или не имеющих вовсе) прямую экономическую ценность, стали уделять повышенное внимание (Browman, Stergiou, 2004; Levin et al., 2009; Gullestad et al., 2014). Ряд таких видов (мадрепоровые кораллы Scleractinia, губки Porifera и т.д.) рассматриваются в роли «экосистемных инженеров» (Jones et al., 1994, 1997), формирующих специфические донные биоценозы, для которых характерно высокое видовое богатство фауны беспозвоночных. С этими биоценозами ассоциированы многие виды промысловых гидробионтов, находящие здесь благоприятные условия для размножения, нагула, а также укрытия от хищников для молоди (Денисенко, 2008).

Одной из проблем современного рыболовства признается негативное воздействие донного тралового промысла на донные сообщества, т.е. уничтожение уязвимых к механическому воздействию непромысловых организмов бентоса и изменения в струк-

* Report of the World Summit on Sustainable Development. N.Y.: United Nations, 2002. 170 p.

туре сообществ, являющиеся побочным эффектом ведения промысла (Graham, 1955; de Groot, 1984; Peterson et al., 1987; Bergman, Hup, 1992; Lindeboom, de Groot, 1998; Bergman, Van Santbrink, 2000; Løkkeborg, 2005; Денисенко, 2007). Предполагается, что, влияя таким образом на функционирование донных экосистем, траловый лов может приводить к снижению уровня воспроизводства эксплуатируемых водных биоресурсов и снижению продуктивности морской биоты в целом (Воздействие…, 2013)*.

В 2007 г. принята резолюция 61/105 Генеральной Ассамблеи Организации Объединенных Наций, которая призывает государства незамедлительно, индивидуально и через региональные организации по регулированию промысла и соглашения, в соответствии с предосторожным подходом и экосистемными принципами обеспечить устойчивое управление рыбными запасами и защищать уязвимые морские экосистемы (УМЭ)**, включая подводные горы, гидротермальные жерла и холодноводные кораллы от деструктивных методов рыболовства, признавая огромное значение и ценность глубоководных экосистем и их биоразнообразия (www.un.org/Depts/los/general_assembly/general_assembly_reports.htm).

Для предоставления государствам и региональным рыбохозяйственным организациям руководящих указаний по осуществлению этой резолюции ФАО (Продовольственная и Сельскохозяйственная Организация ООН) разработаны «Международные руководящие принципы управления глубоководным промыслом в открытом море»***. Согласно этому руководству, в качестве критериев для определения УМЭ надлежит использовать следующие признаки: уникальность или редкость видов или мест обитания; функциональное значение сред обитания (например, естественные питомники, зоны нагула); хрупкость и структурная сложность, а также особенности жизненных циклов массовых видов, затрудняющие восстановление (низкий темп роста, позднее наступление зрелости, высокая продолжительность жизни).

Примеры потенциально уязвимых групп видов, сообществ и сред обитания***: холодноводные виды кораллов и гидроидных полипов (мадрепоровые кораллы, альционарии и горгониевые кораллы Octocorallia, черные кораллы Anthipatharia и гидрокораллы Stylasteridae); сообщества с доминированием губок; сообщества, состоящие из плотных выступающих над водой видов фауны, в которых крупные беспозвоночные (например, гидроиды Hydrozoa и мшанки Bryozoa) составляют важный структурный компонент среды обитания; обитающие в местах выхода фильтратов и в гидротермальных жерлах сообщества, состоящие из эндемичных беспозвоночных.

---

* Вместе с тем существует мнение, что донные траления в некоторых случаях повышают продуктивность бентали (Rijnsdorp, van Leeuwen, 1996; Hansson et al., 2000). Известно, что в чем-то аналогичное воздействие перекапывания донных осадков кормящимися серыми китами *Eschrichtius robustus* приводит к повышению продуктивности бентали за счет ресуспенизации захороненной в грунте органики (и далее — рециклинга биогенов) (Nelson et al., 1994).

** В оригинале — Vulnerable marine ecosystems (VME). Употребление таких претенциозных и эмоционально окрашенных определений — обычная практика в природоохранной деятельности («парниковый эффект», «глобальное потепление», «режимный сдвиг», «каскадный эффект» и т.д.). Одним из ярких примеров в этом ряду является использование термина «какосфера» для измененной человеком биосферы (Заварзин, 2003). Такое нагнетание экологического алармизма провоцирует научное сообщество на незаслуженное и зачастую спекулятивное раздувание проблемы вместо ее содержательного научного анализа. В своей работе мы вынуждены использовать термин уязвимые морские экосистемы (УМЭ), как принятый в ряде официальных международных документов и широко утвердившийся в научных публикациях. Однако заметим, что точнее было бы использовать термин «биоценозы». Также необходимо помнить, что «уязвимость» в данном конкретном случае характеризует невысокую устойчивость определенных биоценозов по отношению к механическому воздействию тралящих орудий лова и невысокую скорость их восстановления.

*** International Guidelines for the Management of Deep-Sea Fisheries in the High Seas: Annex F of the Report of the Technical Consultation on International Guidelines for the Management of Deep-sea Fisheries in the High Seas: FAO Fisheries and Aquaculture Report. 2009. № 881. 87 p.

Для идентификации УМЭ факт обнаружения какого-либо их элемента в конкретном районе сам по себе не является достаточным. Выявление УМЭ производится на основе определенного алгоритма действий с учетом региональной специфики (Rogers et al., 2008; International Guidelines…, 2009*). Первым необходимым этапом этой работы является картирование распределения групп макрозообентоса, потенциально являющихся индикаторами УМЭ. Для северо-западной части Берингова моря — одного из районов многолетнего рыболовства в ИЭЗ России (Борец, 1997; Датский, Андронов, 2007) — имеющиеся в литературе данные для таких видов ограничены краткими сведениями по обилию и распределению губок, мшанок и альционарий (Кобликов, Надточий, 2002; Надточий и др., 2008). В связи с этим в настоящей работе описано распределение и дается оценка обилия бентосных беспозвоночных — потенциальных индикаторов УМЭ в Анадырском заливе и на прилегающей к нему акватории Берингова моря.

Материалы и методы

В основу работы положены данные двух траловых съемок Анадырского залива и примыкающей к нему с юга акватории открытого моря, выполненных ТИНРО-центром в 2008 (НИС «ТИНРО», 93 станции) и 2012 гг. (НИС «Профессор Кагановский», 93 станции) (рис. 1). Материал собран тралом дт/тм — 27,1/24,4 с площадью горизонтального раскрытия 16,26 м^2 в интервале глубин 20–320 м (в основном 20–90 м). В каждом трале учитывалась биомасса практически всех представителей основных таксономических групп макробентоса. В основном брали часть улова с учетом кратности.

Биомассу (M) каждого вида или группы животных на единицу обловленной площади для каждой траловой станции вычисляли по формуле $M = \frac{m}{S} = \frac{m}{1{,}852vt0{,}001a}$, где m — масса вида или группы в улове, кг; S — площадь, обловленная во время траления, км^2; v — скорость траления, уз; t — продолжительность траления, ч; a — горизонтальное раскрытие трала, м; 1,852 — число километров в морской миле; 0,001 — число километров в метре. При оценке запасов гидробионтов коэффициент уловистости трала принимался за 1.

Дополнительно привлечены данные дночерпательных съемок (рис. 1), выполненных в исследуемом районе по сходной сетке станций в 2005 г. на НИС «ТИНРО» (47 станций, 83 пробы) и на НИС «Мыс Тихий» в 1985 г. (56 станций, 112 проб) дночерпателем «Океан-50» с площадью раскрытия 0,25 м^2 (Надточий и др., 2008). Грунт промывался через систему сит с ячеей нижнего 1 мм. Животные из проб разбирались по таксономическим группам, затем производилось их взвешивание и подсчет количества экземпляров. Величина средней биомассы подсчитана как средняя арифметическая. Карты распределения биомассы донных животных построены с помощью ГИС ArcView v.3.2, таблицы и вычисления сделаны в программе MS Excel.

Единого списка видов (групп) — индикаторов УМЭ не существует. В каждом конкретном случае следует подбирать набор таких видов в соответствии с региональными особенностями*. Согласно «Конвенции по сохранению и управлению рыбными ресурсами…»** для открытых вод северной части Тихого океана такими группами бентоса являются представители следующих отрядов: Alcyonacea, Antipatharia, Gorgonacea и Scleractinia, а также любых других видов-индикаторов уязвимых морских экосистем, которые по мере необходимости могут быть определены Научным комитетом и приняты Комиссией. В других районах в число таких групп, кроме указанных выше, чаще всего включают также губок Porifera, крупных асцидий Ascidiacea, мшанок Bryozoa, морские перья Pennatulacea, морских лилий Crinoidea, крупных усоногих раков Cirripedia и офиур рода Gorgonocephalus (Parker, Bowden, 2010; Barrio Froján et al., 2012;

* International Guidelines… (2009).

** Конвенция по сохранению и управлению рыбными ресурсами в открытом море северной части Тихого океана от 24 февраля 2012 года (вступила в силу для Российской Федерации 19 июля 2015 года, РФ присоединилась к Конвенции на основании Федерального закона от 02.04.2014 г. № 45-ФЗ).

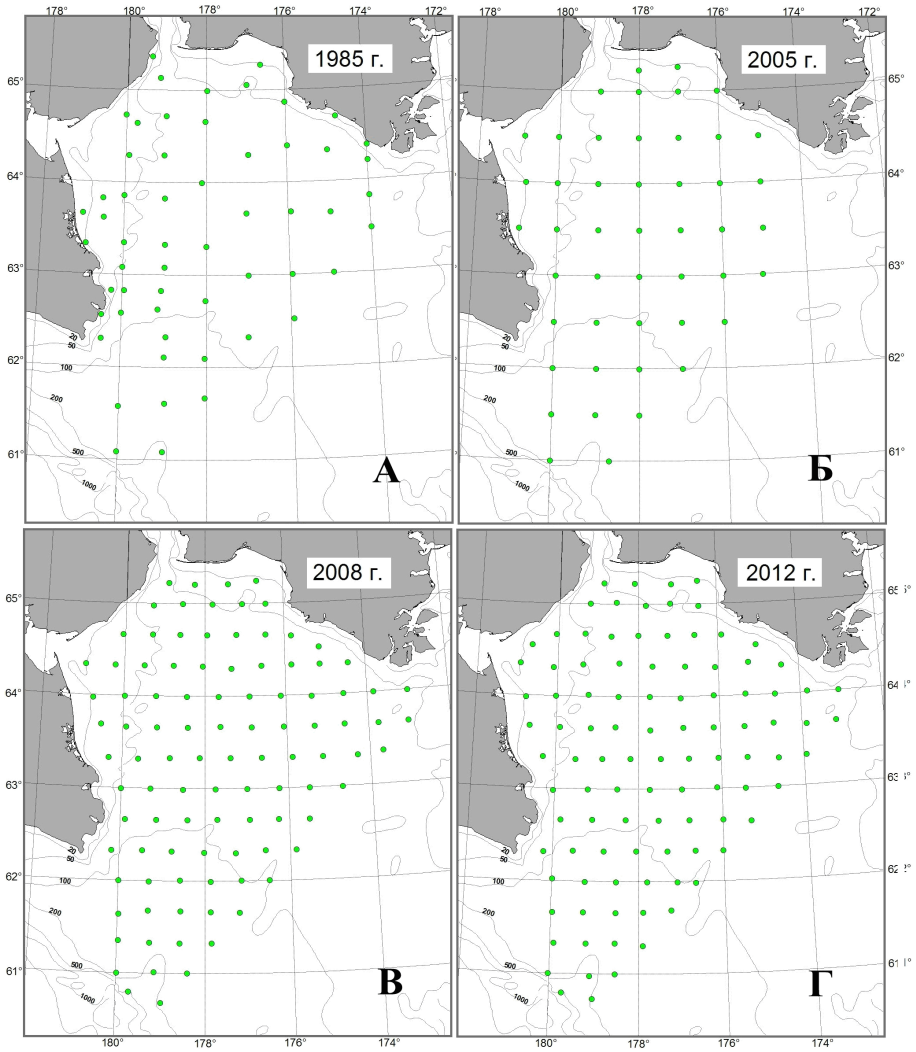

Рис. 1. Карта-схема района исследований: **А**, **Б** — дночерпательные съемки (1985, 2005 гг.); **В**, **Г** — донные траловые съемки (2008, 2012 гг.)

Fig. 1. Scheme of sampling: **А**, **Б** — bottom samplings (1985, 2005); **В**, **Г** — bottom trawls (2008, 2012)

Воздействие…, 2013; Fabri et al., 2013; Kenchington et al., 2014). На данный перечень мы и опирались в своей работе.

Результаты и их обсуждение

Из перечисленных выше таксонов макрозообентоса — потенциальных индикаторов УМЭ в анадырском районе Берингова моря по данным траловых и дночерпательных съемок — отмечены представители 6 групп: альционарии (*Gersemia rubiformis*), губки (массовые виды *Myxilla incrustans*, *Halichondria panicea*, *Semisuberites cribrosa*), крупные туникаты (пурпурная асцидия *Halocynthia aurantium*, стебельчатая больтения *Boltenia ovifera*), мшанки (массовые виды *Cystisella saccata*, *Flustra foliacea*), крупные усоногие раки *Chirona evermanni* и офиура *Gorgonocephalus eucnemis* (рис. 2). Распределение этих представителей макробентоса в анадырском районе Берингова моря по данным дночерпательных и траловых съемок представлено на рис. 3–8.

Губки. По данным дночерпательных съемок (табл. 1): в 1985 г. частота встречаемости (*F*) губок составила 30,4 %, в 2005 г. — 23,4 %; их биомасса на глубинах 25–250 и 19–80 м была равна соответственно 0,7–240,0 г/м^2 (в среднем по району

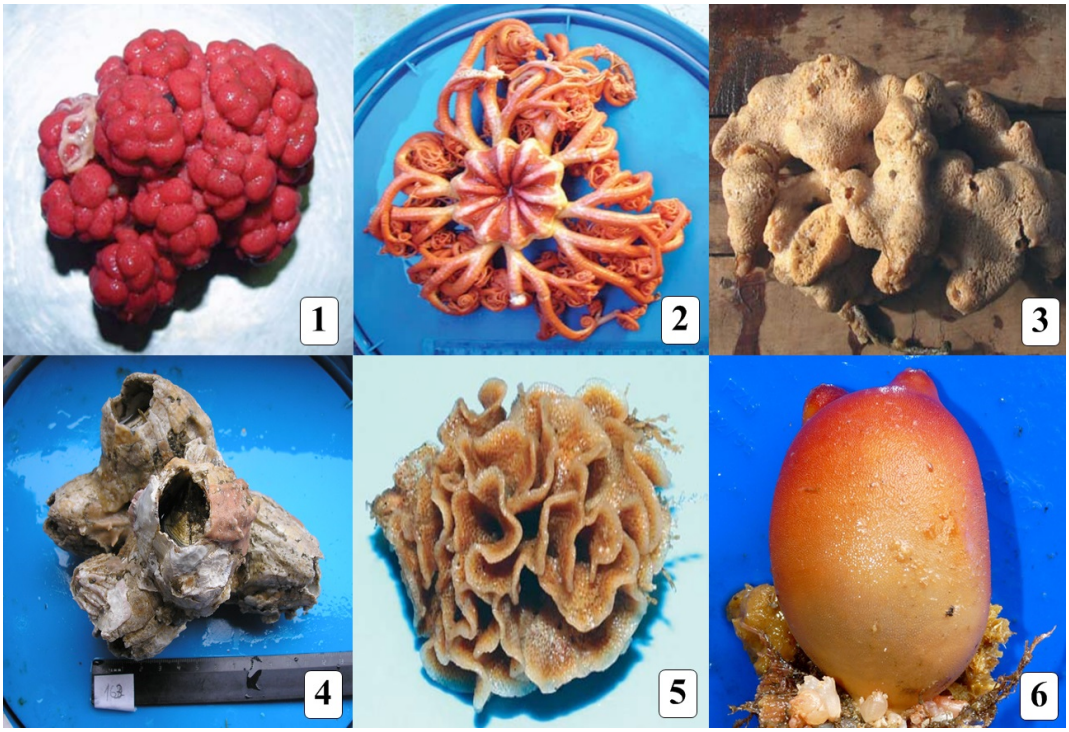

Рис. 2. Массовые виды макробентоса — потенциальные индикаторы УМЭ в анадырском районе Берингова моря: **1** — *Gersemia rubiformis*; **2** — *Gorgonocephalus eucnemis*; **3** — *Myxilla incrustans*; **4** — *Chirona evermanni*; **5** — *Cystisella saccata*; **6** — *Halocynthia aurantium*

Fig. 2. Most common macrobenthic species — potential VME indicators for the Anadyr Bay area of the Bering Sea: **1** — *Gersemia rubiformis*; **2** — *Gorgonocephalus eucnemis*; **3** — *Myxilla incrustans*; **4** — *Chirona evermanni*; **5** — *Cystisella saccata*; **6** — *Halocynthia aurantium*

11,7 ± 5,9 г/м^2) и 0,06–49,84 г/м^2 (1,06 ± 0,67 г/м^2). Максимальное обилие губок отмечено у южного и северного входных мысов Анадырского залива (рис. 3).

Таблица 1

Биомасса (г/м^2) и соотношение (%) таксономических групп макрозообентоса — потенциальных индикаторов УМЭ в анадырском районе (дночерпатель)

Table 1

Biomass (g/m^2) and percentage of macrobenthic taxa — potential VME indicators for the Anadyr Bay area (by bottom sampler data)

Таксон	1985 г.			2005 г.		
	$M \pm m$, г/м^2	Доля, %	F, %	$M \pm m$, г/м^2	Доля, %	F, %
Spongia	11,71 ± 5,89	3,05	30,4	1,06 ± 0,67	0,25	23,4
Alcyonaria (*Gersemia rubiformis*)	10,98 ± 6,71	2,86	10,7	1,50 ± 1,30	0,35	6,4
Cirripedia	13,23 ± 5,60	3,44	17,9	10,27 ± 7,61	2,41	17,0
Bryozoa	0,54 ± 0,29	0,14	17,9	0,19 ± 0,11	0,04	12,8
Ascidiacea	10,36 ± 5,01	2,70	25,0	2,57 ± 1,16	0,60	23,4
Итого	46,82	12,19		15,59	3,65	
Общая биомасса бентоса	384,14 ± 59,29	100		426,57 ± 87,77	100	
Обследованная площадь, км^2	93040			103000		
Кол-во станций	56			47		

Примечание. Здесь и далее $M \pm m$ — среднее значение ± стандартная ошибка; F, % — частота встречаемости.

По данным траловых съемок (табл. 2): в 2008 г. встречаемость губок составила 10,8 %, в 2012 г. — 15,1 %; их биомасса на глубинах 24–98 и 20–269 м была равна соответственно 0,003–9,641 г/м^2 (0,175 ± 0,118 г/м^2) и 0,003–20,126 г/м^2 (0,244 ± 0,217 г/м^2).

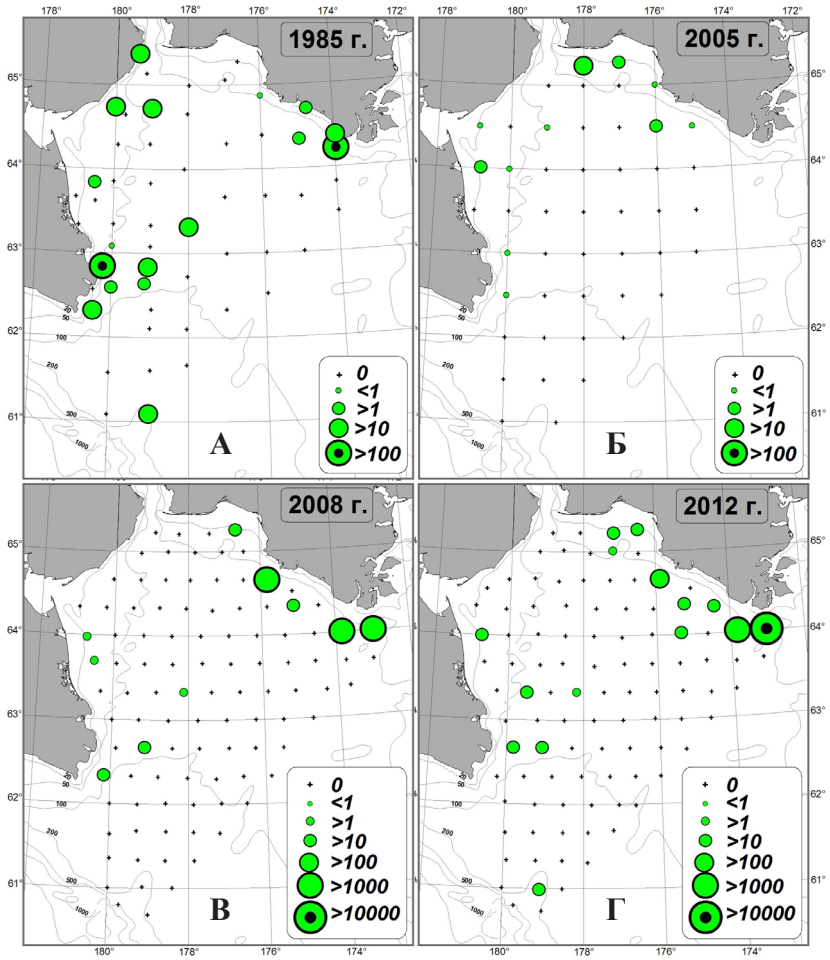

Рис. 3. Распределение губок в анадырском районе: **А**, **Б** — дночерпательные съемки, г/м^2 (1985 и 2005 гг.); **В**, **Г** — траловые съемки, кг/км^2 (2008 и 2012 гг.)

Fig. 3. Distribution of sponges in the Anadyr Bay area: **А**, **Б** — by bottom sampler, g/m^2 (1985, 2005); **В**, **Г** — by bottom trawl, kg/km^2 (2008, 2012)

Распределялись губки сравнительно узкими полосами вдоль юго-западного и северо-восточного побережий залива (рис. 3), на севере они более обильны. Отдельные поимки губок зарегистрированы в центральной части Анадырского залива, а также на юге в районе Наваринского каньона.

Таблица 2

Биомасса (г/м^2) и соотношение (%) таксономических групп макрозообентоса — потенциальных индикаторов УМЭ в анадырском районе (трал)

Table 2

Biomass (g/m^2) and percentage of macrobenthic taxa — potential VME indicators for the Anadyr Bay area (by bottom trawl data)

Таксон	2008 г.			2012 г.		
	$M \pm m$, г/м^2	Доля, %	F, %	$M \pm m$, г/м^2	Доля, %	F, %
Spongia	0,175 ± 0,118	6,7	10,8	0,2440 ± 0,2170	6,5	15,1
Chirona evermanni	0,007 ± 0,005	0,3	3,2	0,0010 ± 0,0005	+	5,4
Gorgonocephalus eucnemis	0,486 ± 0,117	18,7	62,4	0,6840 ± 0,3360	18,4	52,7
Halocynthia aurantium	0,160 ± 0,100	6,2	12,9	0,0430 ± 0,0190	1,2	12,9
Boltenia ovifera	0,272 ± 0,134	10,5	18,3	0,2420 ± 0,1560	6,5	17,2
Итого	1,1	42,3		1,2140	32,6	
Общая биомасса бентоса	2,603 ± 0,381	100,0		3,7270 ± 0,6000	100,0	

Альционарии. Коралловые полипы *Gersemia rubiformis* отмечены только в уловах дночерпателя в съемках 1985 и 2005 гг. (рис. 4). В 1985 г. встречены на 6 станциях на глубинах 39–82 м у южного и северного входов в Анадырский залив, а также в его кутовой части, биомасса кораллов составляла 15–358 г/м^2 (в среднем по всему району 11,0 ± 6,7 г/м^2) (см. табл. 1). В 2005 г. альционарии встречены на 3 станциях на глубинах 28–80 м примерно в тех же районах, их биомасса была равна 0,1–60,4 г/м^2 (1,5 ± 1,3 г/м^2).

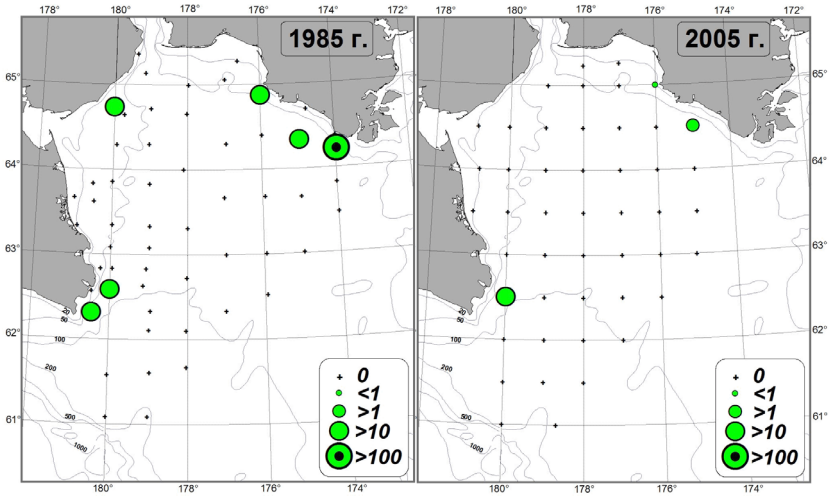

Рис. 4. Распределение *Gersemia rubiformis* в анадырском районе (дночерпательные съемки 1985, 2005 гг.), г/м^2

Fig. 4. Distribution of *Gersemia rubiformis* in the Anadyr Bay area by bottom sampler data (1985, 2005), g/m^2

Асцидии. Асцидии в уловах были представлены несколькими видами, наиболее крупными из которых являются пурпурная асцидия и стебельчатая больтения. В траловых уловах в 2008 г. на глубинах 24–122 м биомасса пурпурной асцидии составляла 0,003–8,873 г/м^2 (0,160 ± 0,100 г/м^2), в 2012 г. на глубинах 20–90 м ее биомасса была равна 0,003–1,258 г/м^2 (0,043 ± 0,019 г/м^2) (см. табл. 2). Наиболее плотные поселения асцидии располагались вдоль юго-западного побережья и в кутовой части залива (рис. 5, А).

В траловых уловах в 2008 г. на глубинах 24–85 м биомасса стебельчатой больтении составляла 0,03–10,90 г/м^2 (0,27 ± 0,13 г/м^2), в 2012 г. на глубинах 30–97 м ее биомасса была равна 0,01–14,09 г/м^2 (0,24 ± 0,16 г/м^2) (табл. 2). Поселения больтении располагались широкой полосой вдоль всего побережья залива (рис. 5, Б).

Усоногие раки. По данным дночерпательных съемок (см. табл. 1): в 1985 г. встречаемость усоногих раков составила 17,9 %, в 2005 г. — 17,0 %; их биомасса на глубинах 25–72 и 19–82 м была равна соответственно 0,1–182,9 г/м^2 (13,2 ± 5,6 г/м^2) и 0,2–351,6 г/м^2 (10,3 ± 7,6 г/м^2). В дночерпательных сборах максимальное обилие усоногих раков отмечено вдоль западного побережья Анадырского залива, а также на выходе из зал. Креста (рис. 6). По данным траловых съемок (см. табл. 2): в 2008 г. встречаемость усоногих раков составила 3,2 %, в 2012 г. — 5,4 %; их биомасса на глубинах 24–62 и 20–56 м была равна соответственно 0,020–0,480 г/м^2 (0,007 ± 0,005 г/м^2) и 0,001–0,040 г/м^2 (0,001 ± 0,0005 г/м^2). В траловых уловах усоногие раки были наиболее обильны у северного входа в Анадырский залив (рис. 6).

Мшанки. Отмечены только в уловах дночерпателя в съемках 1985 и 2005 гг. (рис. 7). В 1985 г. встречаемость мшанок составила 18 %, их биомасса на глубинах 36–250 м изменялась от 0,04 до 15,0 г/м^2 (0,50 ± 0,30 г/м^2) (см. табл. 1). В 2005 г. встречаемость мшанок в дночерпательных сборах была равна 13 %, биомасса на глубинах 28–105 м изменялась от 0,04 до 8,91 г/м^2 (0,20 ± 0,10 г/м^2).

Офиура Gorgonocephalus eucnemis. По данным траловых съемок (см. табл. 2): в 2008 г. встречаемость этих офиур составила 62,4 %, в 2012 г. — 52,7 %; их

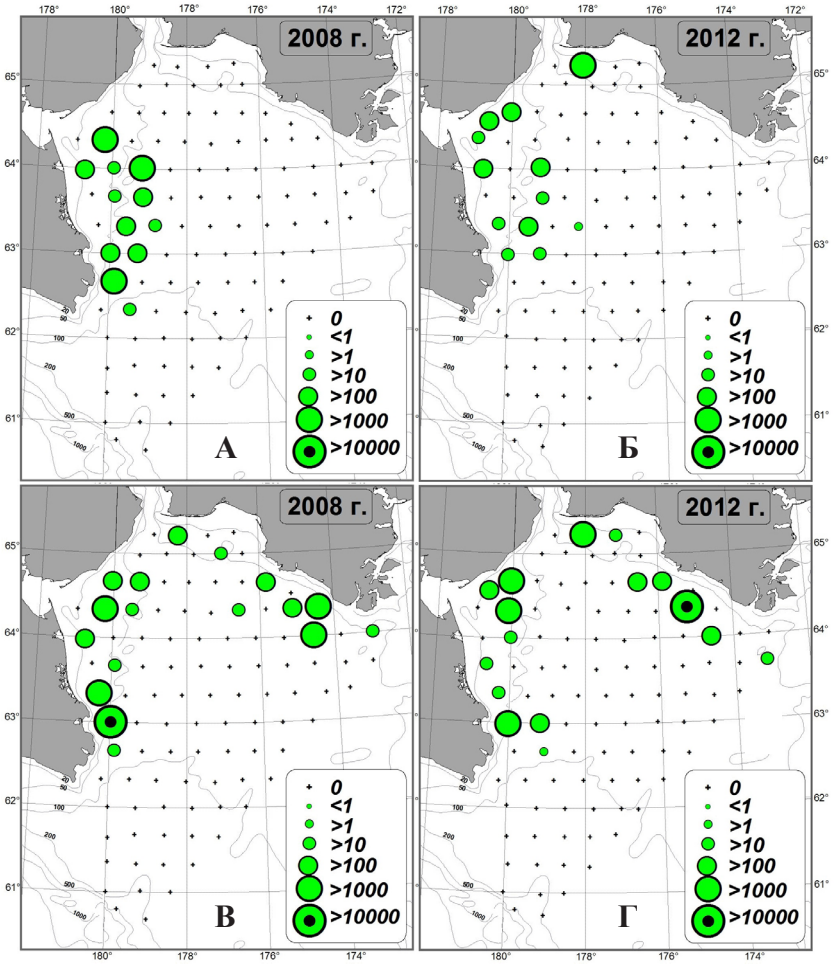

Рис. 5. Распределение асцидий в анадырском районе (траловые съемки 2008, 2012 гг.), кг/км^2: **А**, **Б** — *Halocynthia aurantium*; **В**, **Г** — *Boltenia ovifera*

Fig. 5. Distribution of sea squirts in the Anadyr Bay area by bottom trawl data (2008, 2012), kg/km^2: **А**, **Б** — *Halocynthia aurantium*; **В**, **Г** — *Boltenia ovifera*

биомасса на глубинах 51–269 и 48–264 м была равна соответственно 0,001–5,463 г/м^2 (0,486 ± 0,117 г/м^2) и 0,007–30,963 г/м^2 (0,684 ± 0,336 г/м^2). Поселениями *G. eucnemis* занята центральная часть Анадырского залива и прилегающие к нему участки шельфа вплоть до Наваринского каньона (рис. 8).

Характер распределения исследованных представителей макрозообентоса существенно различается (табл. 3). В частности, обилие горгоноцефала достоверно отрицательно скоррелировано с обилием балянусов (коэффициент корреляции Пирсона $R = -0{,}25$) и асцидий (R равен –0,35 и –0,39), т.е. количественное распределение этих таксонов альтернативно друг другу (Волвенко, 2004). Величина биомассы балянусов достоверно положительно скоррелирована (комплементарна) с биомассой губок и асцидий ($R = 0{,}28$, 0,37 и 0,48). Обилие горгоноцефала и асцидий не зависит от обилия губок ($R \approx 0$).

По образу жизни и способу добывания пищи исследованные представители эпифауны делятся на две группы — неподвижные сестонофаги (альционарии, губки, асцидии, мшанки, балянусы) и подвижные фильтраторы (горгоноцефалы). Поселения неподвижных сестонофагов формируются на твердых грубообломочных и смешанных грунтах преимущественно вдоль юго-западного и северо-восточного побережий Анадырского залива на глубинах до 80–90 м (рис. 9). В группу губок и мшанок, по-видимому, входят и относительно глубоководные виды, в южной части района исследований про-

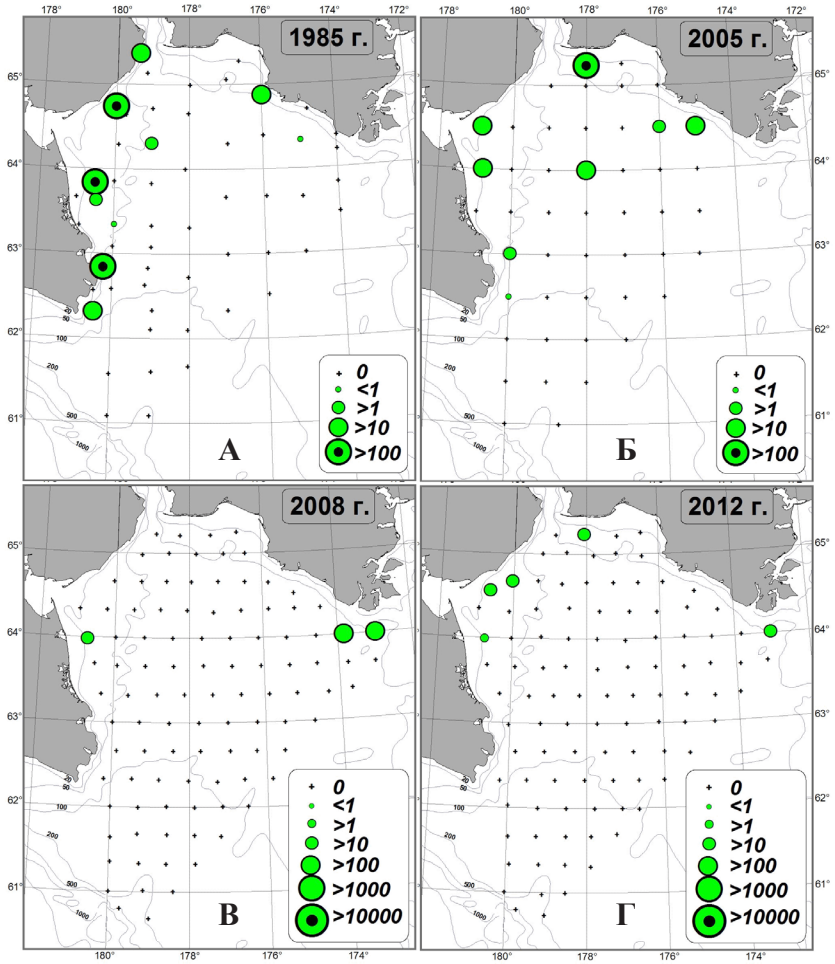

Рис. 6. Распределение усоногого рака *Chirona evermanni* в анадырском районе: **А**, **Б** — дночерпательные съемки, г/м^2 (1985 и 2005 гг.); **В**, **Г** — траловые съемки, кг/км^2 (2008 и 2012 гг.)

Fig. 6. Distribution of barnacle *Chirona evermanni* in the Anadyr Bay area: **А**, **Б** — by bottom sampler data, g/m^2 (1985, 2005); **В**, **Г** — by bottom trawl data, kg/km^2 (2008, 2012)

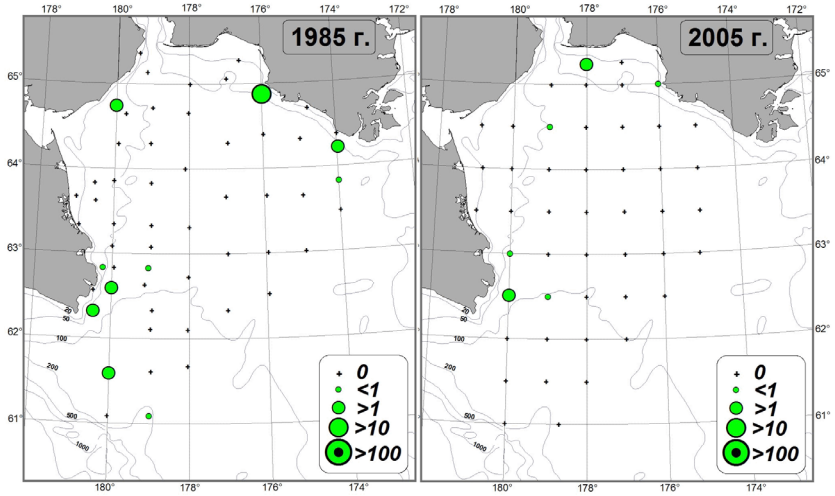

Рис. 7. Распределение мшанок в анадырском районе, г/м^2 (дночерпательные съемки 1985, 2005 гг.)

Fig. 7. Distribution of bryozoans in the Anadyr Bay area by bottom sampler data (1985, 2005), g/m^2

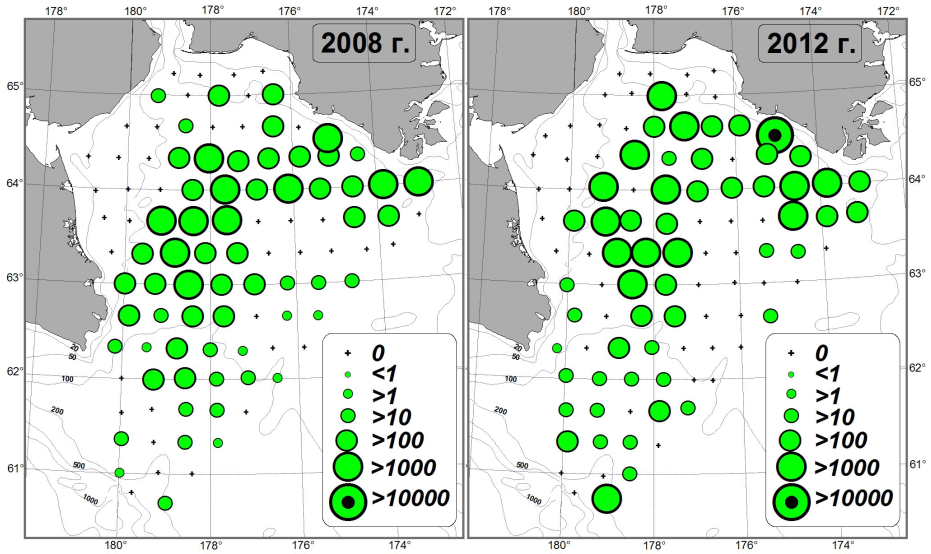

Рис. 8. Распределение (кг/км^2) офиуры *Gorgonocephalus eucnemis* в анадырском районе (траловые съемки 2008, 2012 гг.)

Fig. 8. Distribution of brittle star *Gorgonocephalus eucnemis* in the Anadyr Bay area by bottom trawl data (2008, 2012), kg/km^2

Таблица 3

Корреляции биомасс (ln + 1) таксономических групп макрозообентоса — потенциальных индикаторов УМЭ в анадырском районе (трал, 2012 г.)

Table 3

Correlation matrix for biomass of macrobenthic taxa — potential VME indicators (lnB + 1) in the Anadyr Bay area in 2012 (bottom trawl data)

Таксон	*G. eucnemis*	Spongia	Cirripedia	*H. aurantium*	*B. ovifera*
G. eucnemis	1,0	–0,03 (p = 0,83)	**–0,25 (p = 0,05)**	**–0,39 (p = 0,001)**	**–0,35 (p = 0,005)**
Spongia	–	1,0	**0,28 (p = 0,024)**	–0,05 (p = 0,69)	0,05 (p = 0,72)
Cirripedia	–	–	1,0	**0,48 (p = 0,0001)**	**0,37 (p = 0,003)**
H. aurantium	–	–	–	1,0	**0,37 (p = 0,003)**
B. ovifera	–	–	–	–	1,0

Примечание. Значения коэффициента корреляции Пирсона достоверны при $p \leq 0,05$ (выделено жирным шрифтом).

никающие на глубины до 250 м (Наваринский каньон) (см. рис. 3, 7). Горгоноцефал формирует скопления преимущественно в центральной части Анадырского залива на мягких грунтах (см. рис. 8).

Следует отметить, что поселения неподвижных сестонофагов приурочены к относительно теплым водам выше внутреннего шельфового фронта и окаймляются с мористой стороны потоком Наваринского (Анадырского) течения (Верхунов, 1995; Шунтов, 2001; Хен, Заволокин, 2015). Для этой зоны характерен повышенный уровень биологической продуктивности (Сапожников и др., 2011; Кивва, 2016). Горгоноцефалы концентрируются преимущественно в районе холодного придонного пятна, локализованного в центральной части Анадырского залива (Верхунов, 1995; Шунтов, 2001).

Межгодовая изменчивость обилия. Для Баренцева моря показано, что с момента первых количественных наблюдений (1920-е гг.) к концу XX в. произошли как общее снижение биомассы бентоса, так и деградация поселений губок (снижение биомассы, исчезновение в ряде районов) (Ereskovsky, 1995; Денисенко, 2007). Сделан вывод, что одной из основных причин этого является непомерно высокая интенсивность тралового промысла (Денисенко, 2008; Воздействие…, 2013).

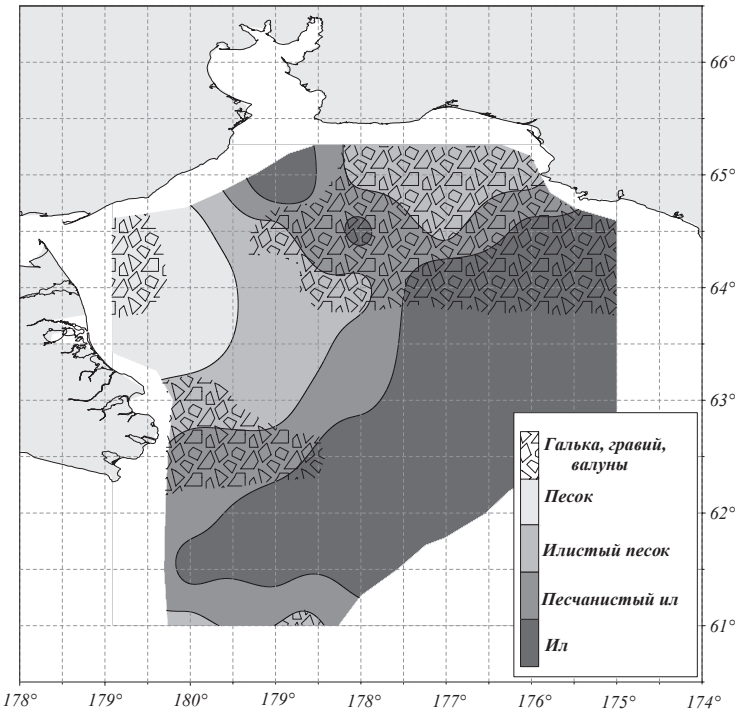

Рис. 9. Карта-схема распределения грунтов в Анадырском заливе (2005 г.)
Fig. 9. Scheme of bottom sediments distribution in the Anadyr Bay (2005)

В нашем случае, используя данные дночерпательных съемок, можно отметить два момента. Первое — локализация поселений эпибентоса (губки, усоногие и т.д.) остается стабильной многие десятилетия: в Анадырском заливе это мелководья у входных мысов с грубообломочным и смешанным грунтом (Виноградова, 1954; Нейман, 1963; Шунтов, 2001; Надточий и др., 2008).

Второе — сравнение данных 1985 и 2005 гг. на первый взгляд демонстрирует снижение биомассы губок, альционарий, мшанок и асцидий за 20 лет в 2,8–11,0 раза (см. табл. 1). Однако, во-первых, сетка станций в этих съемках несколько различалась: в 2005 г. не выполнен ряд мелководных станций на скальных и смешанных грунтах (см. рис. 1, А, Б, рис. 9). Во-вторых, хорошо известна мозаичность распределения макрозообентоса и высокое воздействие фактора случайности на итоговую оценку состава и обилия донных животных по данным дночерпательных сборов (Шунтов, 2001; Кобликов, Надточий, 2002). Таким образом, эти результаты не позволяют уверенно говорить об изменении обилия исследуемых групп.

Данные траловых съемок 2008 и 2012 гг. показывают сохранение на одном и том же уровне или даже некоторое увеличение биомассы губок, горгоноцефала и больтении (см. табл. 2). Вместе с тем средняя биомасса усоногого рака *Chirona evermanni* и пурпурной асцидии снизилась за тот же период соответственно в 6,5 и 3,7 раза.

В анадырском районе Берингова моря никогда не существовало активного тралового промысла. До 1970-х гг. в южной части Анадырского залива флот работал эпизодически на глубинах более 100 м. С модернизацией судов в 1970-х гг. произошла некоторая интенсификация промысла, однако его масштабы оставались незначительными (Датский, Андронов, 2007). С начала 1990-х гг. в новых экономических условиях получило развитие прибрежное рыболовство, в настоящее время в анадырском районе существует небольшой промысел трески с помощью донного яруса и тралящих орудий лова (в 2012, 2013 гг. вылов в Западно-Беринговоморской подзоне составил 15,4 и 18,1 тыс. т) и камбал снюрреводом и тралом (в 2012, 2013 гг. — 5,2 и 3,8 тыс. т) (Антонов и др., 2016). Вместе с тем на твердых задевистых грунтах, к которым в основном при-

урочены поселения неподвижного эпибентоса, тралы рвутся, поэтому рыбаки избегают работать в таких районах.

Учитывая вышесказанное, негативное воздействие тралового лова на обилие усоногих раков и асцидий маловероятно. Можно предположить, что отмеченное снижение их биомассы определяется естественной динамикой численности либо связано с влиянием случайности при облове мозаично расположенных локальных поселений данных видов (при не очень плотной сетке траловых станций).

Заключение

В анадырском районе Берингова моря установлен состав массовых видов в ряде групп макрозообентоса — потенциальных индикаторов уязвимых морских экосистем: альционарий, губок, асцидий, мшанок, балянусов и офиур-горгоноцефалов. Поселения неподвижных сестонофагов (первые 5 групп из вышеперечисленных) формируются на твердых грубообломочных и смешанных грунтах в районах с повышенной гидродинамической активностью (вдоль юго-западного и северо-восточного побережий Анадырского залива преимущественно на глубинах до 80–90 м). В ряде случаев губки и мшанки в южной части района исследований проникают на глубины до 250 м (Наваринский каньон). Подвижный фильтратор горгоноцефал формирует скопления на глубинах 50–270 м, преимущественно на мягких грунтах центральной части Анадырского залива в районе локализации придонного холодного пятна воды.

Результаты траловых съемок 2008 и 2012 гг. показывают сохранение на одном уровне средней биомассы губок, горгоноцефала и больтении, а также снижение биомассы усоногого рака *Ch. evermanni* и пурпурной асцидии соответственно в 6,5 и 3,7 раза. В условиях невысокой интенсивности тралового лова можно сделать предположение, что снижение обилия последних определяется естественной динамикой численности либо связано с влиянием случайности при облове мозаично расположенных локальных поселений данных видов.

Список литературы

Антонов Н.П., Кловач Н.В., Орлов А.М. и др. Рыболовство в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне в 2013 г. // Тр. ВНИРО. — 2016. — Т. 160. — С. 133–211.

Борец Л.А. Донные ихтиоцены российского шельфа дальневосточных морей: состав, структура, элементы функционирования и промысловое значение : моногр. — Владивосток : ТИНРО-центр, 1997. — 217 с.

Верхунов А.В. Роль гидролого-гидрохимических процессов на шельфе Берингова моря в формировании биопродуктивности // Комплексные исследования экосистемы Берингова моря / отв. ред. В.В. Сапожников. — М. : ВНИРО, 1995. — С. 52–79.

Виноградова Н.Г. Материалы по количественному учету донной фауны некоторых заливов Охотского и Берингова морей // Тр. ИОАН СССР. — 1954. — Т. 9. — С. 136–158.

Воздействие тралового промысла на донные экосистемы Баренцева моря и возможности снижения уровня негативных последствий : докл. / под общ. ред. С.Г. Денисенко, К.А. Згуровского. — Мурманск : WWF, 2013. — 55 с.

Волвенко И.В. Анализ степени альтернативности динамики обилия разных видов при отсутствии непрерывных рядов длительных наблюдений на примере нектона Охотского моря // Изв. ТИНРО. — 2004. — Т. 139. — С. 78–90.

Датский А.В., Андронов П.Ю. Ихтиоцен верхнего шельфа северо-западной части Берингова моря : моногр. — Магадан : СВНЦ ДВО РАН, 2007. — 261 с.

Денисенко С.Г. Зообентос Баренцева моря в условиях изменяющегося климата и антропогенного воздействия // Динамика морских экосистем и современные проблемы сохранения биологического потенциала морей России: в рамках подпрограммы «Исследование природы Мирового океана» Федеральной целевой программы «Мировой океан», II этап (2003–2007 гг.). — Владивосток : Дальнаука, 2007. — С. 418–511.

Денисенко С.Г. Макрозообентос Баренцева моря в условиях меняющегося климата и антропогенного воздействия : автореф. дис. … д-ра биол. наук. — СПб. : ЗИН РАН, 2008. — 45 с.

Заварзин Г.А. Антипод ноосферы // Вестн. РАН. — 2003. — Т. 73, № 7. — С. 627–636.

Кивва К.К. Гидрохимические условия первичного продуцирования в Беринговом море : дис. … канд. геогр. наук. — М. : МГУ, 2016. — 297 с.

Кобликов В.Н., Надточий В.А. Макрозообентос шельфа северо-западной части Берингова моря // Изв. ТИНРО. — 2002. — Т. 130. — С. 329–335.

Надточий В.А., Будникова Л.Л., Безруков Р.Г. Некоторые результаты бонитировки бентоса в российских водах дальневосточных морей: состав и количественное распределение (Берингово море) // Изв. ТИНРО. — 2008. — Т. 153. — С. 264–282.

Нейман А.А. Количественное распределение бентоса на шельфе и верхних горизонтах склона восточной части Берингова моря // Тр. ВНИРО. — 1963. — Т. 48, вып. 1. — С. 145–205.

Сапожников В.В., Иванова О.С., Мордасова Н.В. Выделение локальных апвеллингов в Беринговом море по гидрохимическим показателям // Океанол. — 2011. — Т. 51, № 2. — С. 258–265.

Хен Г.В., Заволокин А.В. Перемена в циркуляции вод и ее значение в распределении и обилии лососей в западной части Берингова моря в начале 21-го столетия // Изв. ТИНРО. — 2015. — Т. 181. — С. 95–115.

Шунтов В.П. Биология дальневосточных морей России. Т. 1 : моногр. — Владивосток : ТИНРО-центр, 2001. — 580 с.

Barrio Froján C.R.S., Maclsaac K.G., McMillan A.K. et al. An evaluation of benthic community structure in and around the Sackville Spur closed area (Northwest Atlantic) in relation to the protection of vulnerable marine ecosystems // ICES J. Mar. Sci. — 2012. — Vol. 69, Iss. 2. — P. 213–222.

Bergman M.J.N., Hup M. Direct effects of beam trawling on macrofauna in a sandy segment in the southern North Sea // ICES J. Mar. Sci. — 1992. — Vol. 49. — P. 5–11.

Bergman M.J.N., Van Santbrink J.W. Fishing mortality of populations of megafauna in sandy sediments // The effects of fishing on non-target species and habitats. Biological, Conservation and Socio-economic Issues / eds M.J. Kaiser, S.J. de Groot. — Oxford : Blackwell Science, 2000. — P. 49–68.

Browman H.I., Stergiou K.I. Perspectives on ecosystem-based approaches to the management of marine resources. Introduction // Mar. Ecol. Prog. Ser. — 2004. — Vol. 274. — P. 269–303.

de Groot S.J. The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea // Ocean Management. — 1984. — Vol. 9(3). — P. 177–190.

Ereskovsky A.V. Materials of the faunistic study of the White and Barents Seas sponges. 5. Quantitative distribution // Berliner Geowiss. Abh. — 1995. — E. 16. — P. 709–714.

Fabri M.-C., Pedel L., Beuck L. et al. Megafauna of vulnerable marine ecosystems in French mediterranean submarine canyons: spatial distribution and anthropogenic impacts // Deep-Sea Res. II. — 2013. — Vol. 104. — P. 184–207 (http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.06.016).

Graham M. Effect of trawling on animals of the sea bed // Deep Sea Res. — 1955. — Vol. 3. — P. 1–6.

Gullestad P., Aglen A., Bjordal Å. et al. Changing attitudes 1970–2012: evolution of the Norwegian management framework to prevent overfishing and to secure long-term sustainability // ICES J. Mar. Sci. — 2014. — Vol. 71(2). — P. 173–182.

Hansson M., Lindegarth M., Valentinsson D., Ulmestrand M. Effects of shrimp-trawling on abundance of benthic macrofauna in Gullmarsfjorden, Sweden // Mar. Ecol. Prog. Ser. — 2000. — Vol. 198. — P. 191–201.

Hoel A.H., von Quillfeldt C., Skjolddal H.R. et al. Ecosystem based management in the Arctic // PAME, the Arctic Ocean Review Project, Final Report. — Kiruna, 2013. — P. 64–74.

Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M. Organisms as ecosystem engineers // Oikos. — 1994. — Vol. 69. — P. 373–386.

Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers // Ecology. — 1997. — Vol. 78, № 7. — P. 1946–1957.

Jørgensen L.L., Planque B., Thangstad T.H., Certain G. Vulnerability of megabenthic species to trawling in the Barents Sea // ICES J. Mar. Sci. — 2016. — Vol. 73(1). — P. 84–97. doi: 10.1093/icesjms/fsv107.

Kenchington E., Murillo F.J., Lirette C. et al. Kernel density surface modelling as a means to identify significant concentrations of vulnerable marine ecosystem indicators // PLoS One. — 2014. — Vol. 9, № 10 (https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109365).

Levin P.S., Fogarty M.J., Murawski S.A., Fluharty D. Integrated ecosystem assessments: developing the scientific basis for ecosystem-based management of the ocean // PLoS Biol. — 2009. — Vol. 7 (1). doi:10.1371/journal.pbio.1000014.

Lindeboom H.J., de Groot S.J. Impact-II: The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems : NIOZ-raport 1998-1/RIVO-DLO Report C003/98. — Den Burg, Texel, Netherlands : Netherlands Institute for Sea Research, 1998. — 404 p.

Løkkeborg S. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities : FAO Fisheries Technical Paper № 472. — 2005. — 58 p.

Nelson C.H., Phillips R.L. McRea J. et al. Gray whale and Pacific walrus benthic feeding grounds and sea floor interaction in the Chukchi Sea : Technical report for minerals management service № 14157. — U.S. Geological Survey, Menlo Park, California, 1994. — 220 p.

Parker S.J., Bowden D.A. Identifying taxonomic groups vulnerables to bottom longline fishing gear in the Ross Sea region // CCAMLR Science. — 2010. — Vol. 17. — P. 105–127.

Peterson C.H., Summerson H.C., Fegley S.R. Ecological consequences of mechanical harvesting of clams // Fish. Bull. — 1987. — Vol. 85, № 2. — P. 281–298.

Rijnsdorp A.D., van Leeuwen P.I. Changes in growth of North Sea plaice since 1950 in relation to density, eutrophication, beam-trawl effort, and temperature // ICES J. Mar. Sci. — 1996. — Vol. 53. — P. 1199–1213.

Rogers A.D., Clark M.R., Hall-Spencer J.M., Gjerde K.M. The science behind the guidelines: a scientific guide to the FAO draft International guidelines (December 2007) for the management of deep-sea fisheries in the high seas and examples of how the guidelines may be practically implemented. — Switzerland : IUCN, 2008. — 48 p.

Поступила в редакцию 3.04.17 г.

Принята в печать 7.04.17 г.