

Среда обитания  
водных биологических ресурсов

УДК 574.58(262.54.04)

Изменение видового состава донных биоценозов Керченского  
предпроливья Чёрного моря в результате заиления

А.С. Терентьев

Южный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии (ЮгНИРО), Керчь, Украина. E-mail: iskander65@bk.ru

В конце 80-х — начале 90-х гг. Керченское предпроливье Чёрного моря подверглось сильному антропогенному заилению, в результате которого площадь, занимаемая всеми биоценозами, за исключением биоценоза *Terebellides stroëmi*, сократилась в 1,8 раза с 4,399 тыс. км<sup>2</sup> до 2,491 тыс. км<sup>2</sup>. Полностью исчез биоценоз *Asciidiella aspersa*. Его исчезновение объясняется также стоком из Керченского пролива. Произошла сукцессия биоценоза *Modiolus phaseolinus* и частично биоценоза *Mytilus galloprovincialis* в биоценоз *T. stroëmi*. Во всех заиленных биоценозах наблюдалось сокращение видового богатства и численности. Большую роль в уменьшении численности биоценозов играло уменьшение численности доминантных видов. Видовой состав разрушенных участков по отношению к исходным биоценозам стал более выровненным. Конечным результатом стало образование сообществ *Pitar rudis* и *Spisula subtruncata* и увеличение площади биоценоза *Terebellides stroëmi*. Лучше всего переносят заиление *Nephtys hombergii*, *N. longicornis* и *T. stroëmi*. Совершенно не переносят заиление губки.

**Ключевые слова:** Чёрное море, предпроливье, бентос, биоценоз, антропогенное воздействие, заиление, видовой состав.

Заиление акватории Керченского предпроливья Чёрного моря из-за воздействия донного тралового промысла и сброса грунтов привело к разрушению донных биоценозов района. Исключением являлся характерный для илов биоценоз *Terebellides stroëmi*, увеличивший свою площадь за счёт биоценозов *Mytilus galloprovincialis* и *Modiolus phaseolinus*. Сформировались сообщества *Pitar rudis* и *Spisula subtruncata*. Уменьшение численности зообентоса произошло во многом за счёт снижения численности доминантных видов. Наиболее устойчивы к заилению полихеты *Nephtys hombergii*, *N. longicornis* и *T. stroëmi*. Совершенно не переносят заиление губки.

В конце 1980-х — начале 1990-х гг. район Керченского предпроливья Чёрного моря под-

вергся сильному антропогенному воздействию, приведшему к заилению поверхностного слоя грунта дна на значительной части его акватории. Основными причинами заиления являлись дампинг грунта (на акватории предпроливья существуют несколько закрытых и действующих свалок грунта), донный траловый промысел (в период с 1986 по 1990 гг., по данным городского архива здесь, ежегодно производилось около 10 тыс. донных тралений), а также перенос взвеси из Керченского пролива [Боровская, 2006; Кон-Кее Liu et al., 2008]. Негативное влияние этих факторов на донные сообщества уже неоднократно обсуждалось в литературе [Мокеева, 1983; 1987; Солдатова, 1984; Замбриборщ, 1984; Самышев и др., 1986; Зайцев и др., 1992; Золотарев, 1994;

Зарабиева, Агаева, 2000; Базелян и др., 2001; Болтачёв, 2006; Warwick, Pearson 1987]. В настоящее время сброс грунта при очистке фарватера Керченского пролива продолжается в объёме 50–100 тыс. м<sup>3</sup> в год. Донный траловый промысел запрещён, а дампинг осуществляется до сих пор и его воздействие продолжает сказываться на донном сообществе. В середине 80-х гг. XX в. ЮгНИРО проводил исследования структуры донных сообществ района Керченского предпролива, в ходе которых было изучено воздействие антропогенных факторов на бентос. Целью данной работы является представление результатов воздействия донного тралового промысла и дампинга на видовой состав донных сообществ района.

**МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА.** В настоящей работе были использованы материалы ЮгНИРО, собранные в 5 экспедициях, проводившихся в мае–июле 1986–1990 гг. Пробы бентоса отбирались дночерпателем «Океан» площадью охвата 0,25 м<sup>2</sup> на глубинах от 10 до

100 м. В улове дночерпателя визуально определяли характер и структуру грунта. Улов промывали через систему сит и отбирали всех пойманных донных животных. В течение всего периода исследований выполнено 340 станций на площади 5,3 тыс. км<sup>2</sup> (рис. 1).

На каждой станции определяли видовой состав и численность донных животных. Таксономическая обработка проб осуществлялась по трёхтомному определителю фауны Чёрного и Азовского морей [1968, 1969, 1972]. Название биоценоза выделяли по виду, имеющему наибольшую биомассу, при этом учитывалась его численность [Воробьёв, 1949).

Видовая структура сообществ и её изменения изучалась с помощью индекса полидоминантности Симпсона:

$$S_{\alpha} = \frac{N(N-1)}{\sum_i n_i(n_i-1)},$$

где  $n_i$  — численность  $i$ -го вида;  $N$  — общая численность.

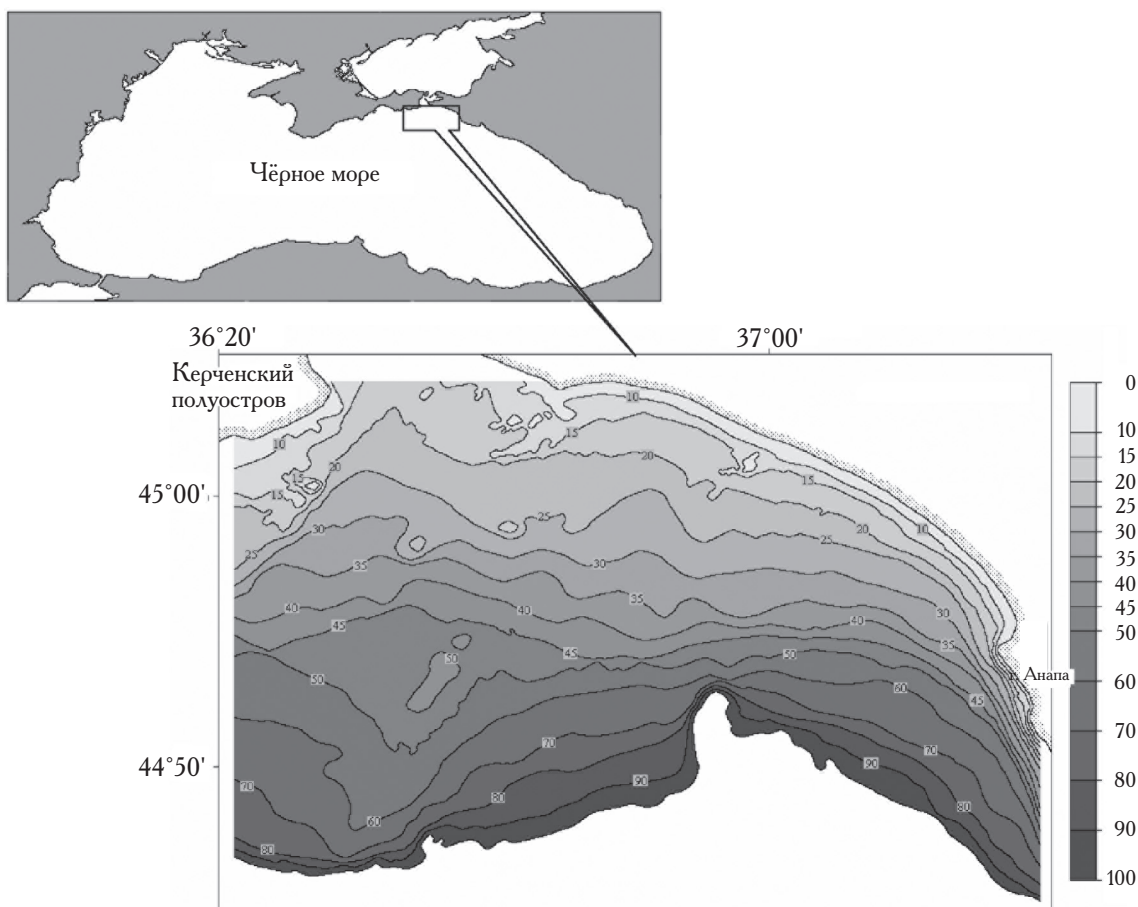


Рис. 1. Район исследований и его рельеф

Этот индекс показывает, какое количество видов будет присутствовать, если все виды равнообильны, а разнообразие будет таким же, как и в рассматриваемом сообществе [Песенко, 1982].

Приверженность массовых видов к тому или иному биоценозу оценивалась при помощи коэффициента верности:

$$K = \frac{x_i - \bar{x}}{\sigma_x},$$

где  $\bar{x} = \frac{\sum x_i}{M}$  — средняя численность ида в регионе;

$$\sigma_x = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{M-1}},$$

$\bar{x}$  — средняя численность вида в  $i$ -м биотопе;

$M$  — число биотопов.

При положительных значениях коэффициента вид считался характерным, при значениях

близких к 0 вид характеризовался как индифферентный, а при отрицательных считался чуждым [Ердаков и др., 1978].

В основу классификации грунтов была положена схема, предложенная S.K. Eltringham [1971].

**РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЯ.** На акватории Керченского пролива Чёрного моря выявлено 8 типов грунта: песок, илистый песок, песчаный ил, ракушка, песчаная ракушка, заиленная ракушка, фазеолиновый ил и ил. В период проведения работ наблюдалась сильная пространственная динамика грунтов вследствие осадения илистых частиц на поверхностном слое грунта за счёт их поставок при дампинге и переосаждения взмученных частиц при донном траловом промысле черноморской кильки (рис. 2). Толщина переосажденных илов на различных участках и глубинах варьировала от 1 до 20 см. Наибольшая толщина слоя переосаждённого ила наблюдалась на глубинах 50–

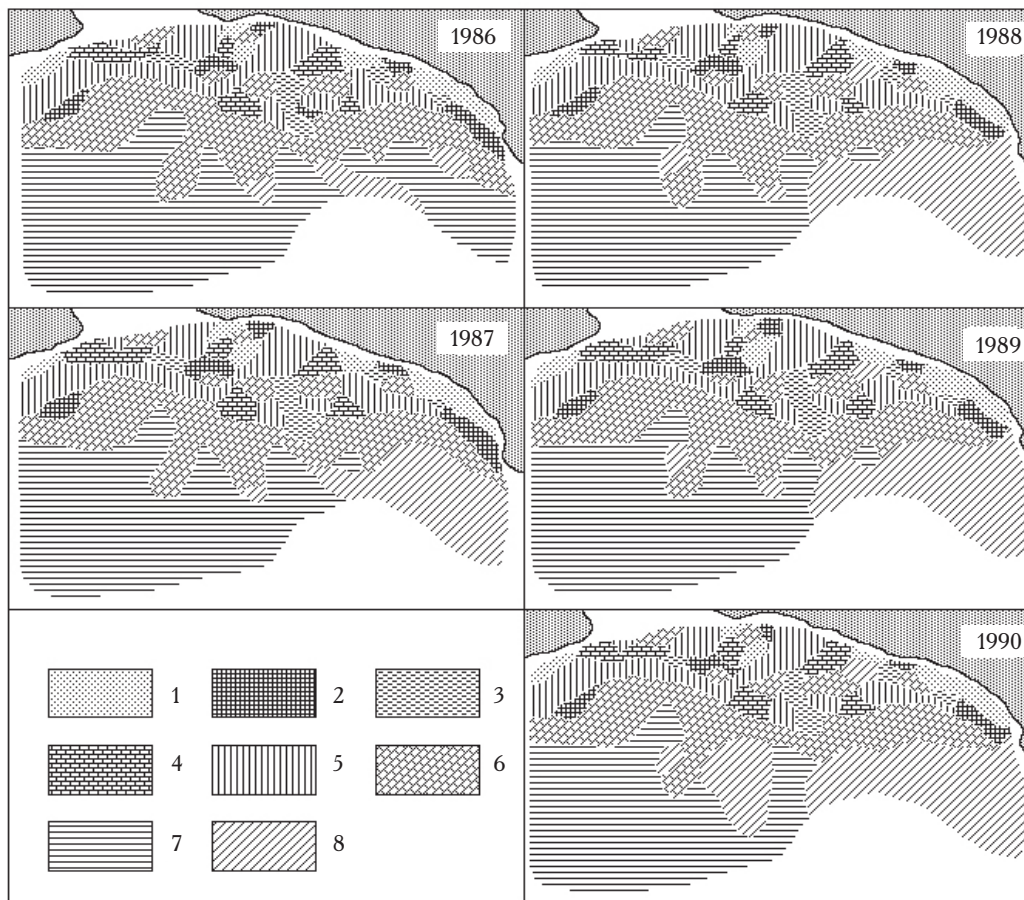


Рис. 2. Грунты Керченского предпроливья Чёрного моря: 1 — песок, 2 — песчаный ил, 3 — илистый песок, 4 — ракушка, 5 — песчаная ракушка, 6 — заиленная ракушка, 7 — фазеолиновый ил, 8 — ил

100 м. Участки с глубинами менее 30 м заиливались фрагментарно, на отдельных участках. В последующие годы наблюдался размыв илов и восстановление первоначальной структуры грунта.

Быстрое оседание илов, наблюдаемое в районе исследований, вызывает засыпание донной фауны и её практически полную гибель [Золотарёв, 1994]. Радикальная смена типа преобладающих в районе ракушечных грунтов на чистые илы обуславливает резкую смену состава нативного донного сообщества на пелофильную фауну. Участки, подвергшиеся наиболее сильному заилению, располагались в центральной части рассматриваемой акватории, в юго-восточной её части и на отдельных участках северо-восточной части. В центральной и северо-восточной частях расположены свалки грунта. В восточной части проводился донный траловый промысел. В период с 1986 по 1990 г. ежегодно осуществлялось около 10 тыс. донных тралений (данные городского архива).

Площадь, занимаемая илами, выросла в 10 раз с 0,175 тыс. км<sup>2</sup> до 1,745 тыс. км<sup>2</sup> (табл. 1).

**Таблица 1.** Динамика площади грунтов Керченского предпроливья Чёрного моря, тыс. км<sup>2</sup>

Грунт	Год				
	1986	1987	1988	1989	1990
Песок	0,230	0,229	0,231	0,222	0,201
Илистый песок	0,101	0,119	0,124	0,139	0,137
Песчанистый ил	0,156	0,147	0,111	0,111	0,110
Песчанистая ракуша	0,689	0,697	0,675	0,638	0,667
Ракуша	0,138	0,147	0,148	0,166	0,128
Заиленная ракуша	1,405	1,293	1,220	1,202	1,097
Ил	0,175	0,669	0,897	0,943	1,745
Фазеолиновый ил	2,407	1,999	1,895	1,878	1,215

В илы трансформировались в основном участки, расположенные на глубинах более 30 м — заиленная ракуша и фазеолиновый ил. Наиболее сильное заиление наблюдалось с 1989 по 1990 г. Площадь, занимаемая другими типами грунта, изменилась слабо. Наиболее сильно заилились участки дна на глубинах от 40 до 85 м.

На акватории Керченского предпроливья выделено 6 донных биоценозов: *Ascidiella aspersa*, *Chamelea gallina*, *Modiolus adriaticus*, *Mytilus galloprovincialis*, *Modiolus phaseolinus*, *Terebellides stroëmi*. Эти биоценозы в целом характерны для Чёрного моря [Арнольди, 1941; Зенкевич, 1963; Киселёва, 1981; Николаенко, Повчун, 1983; Золотарёв, 1987].

Первоначальное положение биоценозов было следующим. Биоценоз *A. aspersa* располагался на выходе из пролива на заиленной ракуше. Биоценоз *C. gallina* предпочитал преимущественно песчаные грунты до глубины 25 м. Биоценоз *M. adriaticus* лежал в основном на ракушевых грунтах до глубины 36 м. Биоценоз *M. galloprovincialis* находился на глубине в диапазоне 26–48 м преимущественно на заиленной ракуше. Глубже, на фазеолиновом иле лежал биоценоз *M. phaseolinus*. Биоценоз *T. stroëmi* находился на илах, на глубинах более 40 м.

Заиление акватории сопровождалось сильной пространственной трансформацией биоценозов (рис. 3).

Пространственное расположение биоценозов в период исследований значительно изменялось. В 1986 г. прибрежную полосу занимал биоценоз *C. gallina*. На границе с Керченским проливом выделен биоценоз *A. aspersa*, глубже располагались биоценозы *M. adriaticus*, *M. galloprovincialis* и *M. phaseolinus*. Биоценоз *T. stroëmi* занимал небольшие участки в самой глубоководной части исследуемой акватории. В 1987 г. исчез биоценоз *A. aspersa*. В восточной части почти в три раза увеличилась площадь биоценоза *T. stroëmi*. Некогда сплошной биоценоз *M. galloprovincialis* оказался разорванным.

В 1988 г. на участках против пролива и около г. Анапа разрушились биоценозы *M. adriaticus* и *M. galloprovincialis*. Подвергся сильному разрушению и дроблению биоценоз *M. phaseolinus*. К 1989 г. биоценоз *M. adriaticus* сохранился только в районе пролива. Биоценозы *M. galloprovincialis* и *M. phaseolinus* оказались окончательно раздробленными. В западной части выделился участок, на котором донная фауна практически исчезла.

В 1990 г. отмечалось дальнейшее разрушение биоценозов *M. adriaticus*, *M. galloprovincialis* и *M. phaseolinus*. Обращает на себя внимание то, что остатки этих трёх биоценозов



разделяют изучаемую акваторию на две части. В восточной части биоценоз *M. phaseolinus* почти полностью исчез. Вся центральная часть оказалась разрушенной. Биоценозы *M. galloprovincialis* и *M. phaseolinus* сохранились только в западной части. На юге развился биоценоз *T. stroëmi*.

Суммарная площадь, занимаемая всеми биоценозами, за исключением биоценоза *Terebellides stroëmi*, сократилась в 1,8 раза с 4,399 до 2,491 тыс. км<sup>2</sup>. Площадь биоценоза *T. stroëmi*, наоборот, возросла в 5,9 раза, увеличиваясь в среднем на 43 % в год, с 0,265 до 1,537 тыс. км<sup>2</sup>. Этот биоценоз развивался на недавно заиленных грунтах, поэтому его можно рассматривать совместно с разрушенными биоценозами.

Сопоставляя пространственные динамики заиления и трансформации биоценозов между собой, видим достаточно сильное совпадение

этих процессов как в пространстве, так и во времени. На заиленных участках наблюдается разрушение биоценозов. Сплошные ареалы биоценозов фрагментируются. Расширяется площадь биоценоза *T. stroëmi*.

Наиболее сильному заилению были подвержены площади, занимаемые биоценозами *M. galloprovincialis* и *M. phaseolinus*. Между изменением площадей биоценозов *M. phaseolinus* и *T. stroëmi* существует тесная связь (коэффициент корреляции равен  $-0,76 \pm 0,18$ ). Фактически здесь происходит сукцессия биоценоза *M. phaseolinus* в биоценоз *T. stroëmi*. Подобная трансформация наблюдалась и при заилении глубоководной части биоценоза *M. galloprovincialis*.

Мелководная часть обследованной акватории была заиlena в меньшей степени. И разрушение располагавшихся здесь биоценозов имеет другие причины. Таковыми могут быть:

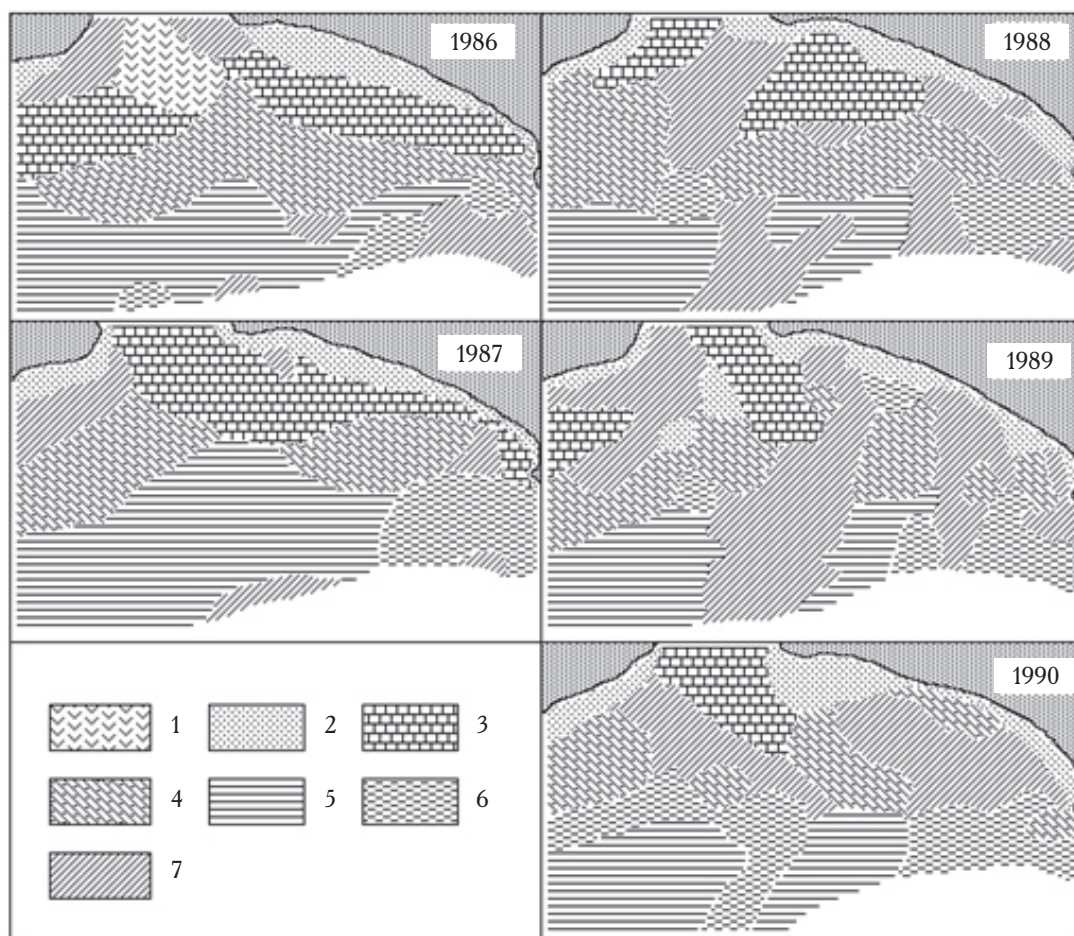


Рис. 3. Биоценозы Керченского предпроливья Чёрного моря: 1 — *A. aspersa*, 2 — *C. gallina*, 3 — *M. adriaticus*, 4 — *M. galloprovincialis*, 5 — *M. phaseolinus*, 6 — *T. stroëmi*, 7 — прочие сообщества

механическое разрушение дна при тралении, влияние г. Анапа [Терентьев, 2002]. Не следует забывать также о переносе взвешенного материала из Керченского пролива [Боровская, 2006; Kop-Kee Liu et al., 2008]. Последним фактором, по всей видимости, в большой степени объясняется трансформация биоценоза *A. aspersa*.

В результате заиления наблюдалось сильное сокращение видового богатства и численности практически во всех биоценозах. Исключением являлся участок, занимаемый ранее биоценозом *A. aspersa*, что свидетельствует о довольно стабильных условиях среды на нём и слабом заилении грунта (табл. 2).

**Таблица 2.** Сравнение видового богатства и численности биоценозов Керченского предпролива Чёрного моря до и после их разрушения

Биоценоз		Видовое богатство	Численность, экз/м <sup>2</sup>
<i>A. aspersa</i>	Исходный	19	195,0±36,0
	Разрушенный	21	182,0±64,0
	Разница	+2	-13,0±5,2
<i>C. gallina</i>	Исходный	42	418,0±82,0
	Разрушенный	19	62,0±30,0
	Разница	-23	-360,0±190,0
<i>M. adriaticus</i>	Исходный	70	358,0±34,0
	Разрушенный	29	260,0±130,0
	Разница	-41	-98,0±50,0
<i>M. galloprovincialis</i>	Исходный	80	337,0±36,0
	Разрушенный	29	55,0±16,0
	Разница	-51	-282,0±87,0
<i>M. phaseolinus</i>	Исходный	45	1210,0±250,0
	Разрушенный	26	55,4±4,5
	Разница	-19	-1150,0±260,0

Наиболее сильное снижение видового богатства наблюдалось в биоценозе *M. galloprovincialis*, где было потеряно 64 % первоначального видового богатства. В биоценозе *M. phaseolinus* из видового богатства выпало 19 видов животных, и оно уменьшилось на 60 %. Максимальные потери произошли в биоценозе *M. phaseolinus*, где осталось не более 5 % от первоначальной численности зообентоса. В среднем численность зообентоса в биоценозах после заиления снижается на 59 %.

Из видового состава всех без исключения биоценозов полностью исчезают губки. До разрушения на их долю, в зависимости от биоце-

ноза, приходилось от 2 до 20 % видового богатства. Полностью исчезли также панцирные моллюски и щупальцевые.

Сокращается видовое богатство других таксономических групп. В частности из асцидий после заиления перестают встречаться *A. aspersa* и *Ciona intestinalis*.

Обращает на себя внимание тот факт, что у большинства биоценозов после заиления наблюдается близкое в процентном отношении снижение видового богатства, плотности видов и численности зообентоса. Так, в биоценозах *C. gallina*, *M. galloprovincialis* и *M. phaseolinus* видовое богатство после заиления снижается в среднем на 47–58 %, плотность видов на 42–55 %, численность на 85–92 %, а биомасса на 93–97 %. Несколько отличается от этих биоценозов поведение биоценозов *A. aspersa* и *M. adriaticus*. Они также сильно потеряли в плотности видов, в среднем она снизилась на 41–46 %. Меньше пострадала численность, после заиления она снизилась на 6–26 %. В биоценозе *M. adriaticus* она снизилась на 59 %.

В уменьшении численности и биомассы биоценозов огромную роль играет снижение численности доминантных видов (табл. 3).

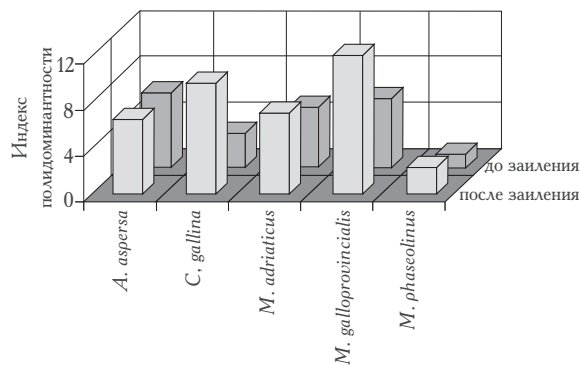
Снижение численности биоценозов произошло в основном за счёт уменьшения численности доминантных видов. Увеличение численности недоминантных видов после трансформации отдельных биоценозов не могло компенсировать снижение численности доминантного вида.

В результате этих преобразований разрушенные сообщества оказались более выровненными по видовому составу, чем исходные. Об этом говорит повышение после заиления индекса полидоминантности Симпсона (рис. 4).

Меньше всего заиление повлияло на выровненность видов в биоценозе *A. aspersa*. Здесь значения индекса полидоминантности Симпсона остались практически на том же уровне, что и в исходном биоценозе. В биоценозе *C. gallina* его значения выросли с 2,9 до 9,7. Доминантами второго порядка стали *P. rudis*, *S. subtruncata*. В биоценозе *M. adriaticus* индекс Симпсона увеличился с 5,3 до 7,1. Доминантами второго порядка стал *P. rudis*, а на отдельных участках *M. galloprovincialis* и *S. subtruncata*. В биоценозе *M. galloprovincialis* он вырос с 6,0

**Таблица 3.** Разница между численностью доминантных и недоминантных видов в донных биоценозах Керченского предпроливья Чёрного моря до и после заиления, экз/м<sup>2</sup>

Биоценоз	Вид	Вид	
		доминант-ный	недоминант-ный
<i>A. aspersa</i>	Исходный	28,00 ±2,30	166,00 ±31,00
	Трансформированный	0,00	178,00 ±64,00
	Разница	-28,00 ±2,30	+12,00 ±4,90
<i>C. gallina</i>	Исходный	234,00 ±65,00	184,00 ±50,00
	Разрушенный	9,20 ±2,80	52,00 ±12,00
	Разница	-225,00 ±93,00	-132,00 ±47,00
<i>M. adriaticus</i>	Исходный	139,00 ±26,00	218,00 ±22,00
	Разрушенный	5,50 ±3,10	258,00 ±61,00
	Разница	-134,00 ±79,00	+40,00 ±10,00
<i>M. galloprovincialis</i>	Исходный	119,00 ±20,00	218,00 ±31,00
	Разрушенный	0,24 ±0,05	54,60 ±7,90
	Разница	-119,00 ±22,00	-163,00 ±33,00
<i>M. phaseolinus</i>	Исходный	1180,00 ±250,00	31,00 ±2,60
	Разрушенный	0,85 ±0,36	53,90 ±6,40
	Разница	-1180,00 ±270,00	+22,90 ±3,30

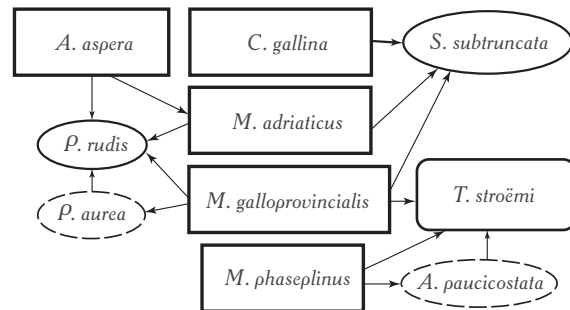


**Рис. 4.** Значение индекса полидоминантности Симпсона для донных биоценозов Керченского предпроливья Чёрного моря до и после заиления

до 12,9, а доминантами второго порядка стали *P. rudis*, *S. subtruncata*, а в отдельных случаях — *P. aurea* и *T. stroëmi*.

Как уже говорилось выше, биоценоз *M. phaseolinus* по своей структуре был очень близок к моноценозу. Значение индекса полидоминантности Симпсона равнялось 1,1. После заиления сильно повысилась роль полихеты *T. stroëmi*, и значение индекса полидоминантности выросло до 2,3.

Сукцессия, вызванная заилением базовых или первоначальных биоценозов, приводит к образованию сообществ: *A. paucicostata*, *P. rudis*, *P. aurea* и *S. subtruncata* (рис. 5).



**Рис. 5.** Пути трансформации донных биоценозов при заилении в районе Керченского предпроливья Чёрного моря

Так, биоценоз *A. aspersa* трансформировался в сообщество *P. rudis*, а часть — в биоценоз *M. adriaticus*. Биоценоз *C. gallina* при заилении переходит в сообщество *S. subtruncata*. Это же сообщество образуется и при заилении биоценоза *M. adriaticus*. Однако следует заметить, что оно не располагалось на траверзе пролива, и в его формировании никоим образом не принимал участие биоценоз *A. aspersa*. Биоценоз *M. galloprovincialis* в верхней своей части также трансформируется в сообщество *S. subtruncata*. В нижней его части происходит сукцессия в биоценоз *T. stroëmi*. Биоценоз *M. galloprovincialis* трансформируется также в сообщество *P. rudis*. Это может происходить непосредственно после заиления, в отдельных случаях образуется временное, неустойчивое сообщество *P. aurea*, быстро переходящее в сообщество *P. rudis*. В его образовании участвует также биоценоз *M. adriaticus*. При заилении биоценоза *M. phaseolinus* формируется биоценоз *T. stroëmi*. Однако при очень сильном заилении образуется



временное сообщество *A. paucicostata*, которое затем трансформируется в биоценоз *T. stroëmi*.

Все вновь образовавшиеся сообщества, по сравнению с исходными биоценозами, отличаются более низкими значениями видового богатства, плотности видов, численности (табл. 4).

Некоторым исключением является сукцессия биоценоза *M. adriaticus* в сообщество *P. rudis*. Здесь наблюдается увеличение численности зообентоса, но произошло это, прежде всего, из-за резкого увеличения численности осевшей молоди доминантного вида — *P. rudis*. Данное обстоятельство в целом не нарушает общей закономерности.

Наиболее сильно при заилении биоценозов пострадала их численность. Меньше всего пострадал биоценоз *A. aspersa* при его сукцессии в биоценоз *M. adriaticus*. В нём сохранилось 82 % первоначальной численности. К этой группе можно добавить и трансформацию биоценоза *M. adriaticus* в сообщество *S. subtruncata*. В этом случае сохранилось 56 % численности. В остальных случаях потери были большими. Так, при образовании сообщества *P. rudis* из биоценоза *M. galloprovincialis*, было потеряно 76 % численности, при образовании сообщества *S. subtruncata* из биоценоза *C. gallina* — 86 %. Но самые большие потери численности произошли при образовании биоценоза *T. stroëmi*. В том случае, если он происходит из биоценоза *M. phaseolinus*, остается 6 % первоначальной численности, а если исходным был биоценоз *M. galloprovincialis*, то остается только 9 % численности.

Меньшими были потери видового богатства. Так при сукцессии биоценоза *A. aspersa* в биоценоз *M. adriaticus* осталось 84 % первоначального видового богатства. При трансформации биоценоза *C. gallina* в сообщество *S. subtruncata* осталось 28 % первоначального видового богатства. Более всего видовое богатство пострадало при заилении биоценоза *M. galloprovincialis*. Здесь было потеряно от 81 % видов при трансформации в сообщество *S. subtruncata* до 91 % при образовании биоценоза *T. stroëmi*.

Конечным результатом сукцессии разрушенных в результате заиления донных биоценозов ракушечников является образование сообществ *P. rudis*, *S. subtruncata* и расширение площади биоценоза *T. stroëmi*. Очевидно, что эти трансформации обусловлены особенностями биологии видов и являются универсальными. Подобные закономерности трансформации биоценозов наблюдались и в северо-западной части Чёрного моря под влиянием заиления грунта, вызванного донным траловым промыслом рыб [Самышев и др., 1986; Золотарёв, 1994].

Об этих сообществах как о самостоятельных биоценозах не раз уже упоминались в литературе [Головакина, Фроленко, 2008; Миловидова, 1966; Золотарёв, 1994; Киселёва, 1981]. Первоначально в 1986 г. такие биоценозы в Керченском предпроливье Чёрного моря обнаружены не были. Позже они отмечались на небольших участках, при этом их локализация постоянно менялась от года к году, что не позволяет пока говорить о них как о биоценозах. Вполне вероятно, что в нашем случае мы на-

**Таблица 4.** Характеристики сообществ, образовавшихся в результате разрушения биоценозов Керченского предпроливья Чёрного моря

Исходный биоценоз	Образовавшееся сообщество	Видовое богатство	Плотность видов, вид/м <sup>2</sup>	Численность, экз/м <sup>2</sup>
<i>A. aspersa</i>	<i>M. adriaticus</i>	16	12,0±3,7	160,0±64,0
	<i>P. rudis</i>	7	4,5±0,5	36,0±12,0
<i>C. gallina</i>	<i>S. subtruncata</i>	12	6,0±1,5	52,0±11,0
<i>M. adriaticus</i>	<i>P. rudis</i>	26	12,8±3,8	1030,0±550,0
	<i>S. subtruncata</i>	16	7,4±1,4	200,0±100,0
<i>M. galloprovincialis</i>	<i>P. rudis</i>	14	7,3±1,4	80,0± 34,0
	<i>P. aurea</i>	11	7,5±0,9	90,0±50,0
	<i>S. subtruncata</i>	15	7,2±1,4	59,0±12,0
	<i>T. stroëmi</i>	7	2,4±0,9	30,0±13,0
<i>M. phaseolinus</i>	<i>A. paucicostata</i>	6	2,8±1,1	23,0±14,0
	<i>T. stroëmi</i>	24	3,0±0,2	72,6±8,7



блюдаем их формирование. Но пока с полной уверенностью об этом говорить рано, т. к. возможно мы имеем дело с промежуточными сообществами, образовавшимися на месте разрушенных биоценозов. Поэтому пока мы будем применять к ним термин сообщество как имеющее более широкий смысл, чем биоценоз.

В биоценозах большая часть численности и биомассы приходится на часто встречающиеся

виды. Таких оказалось около 20 % от всего видового богатства предпроливья. Всего в предпроливье было встречено 133 вида. Но на долю массовых видов в зависимости от биоценоза приходилось от 66 до 99 % численности зообентоса.

Влияние заиления на эти виды можно оценить с помощью коэффициента верности (табл. 5).

**Таблица 5.** Значение коэффициента верности массовых видов в донных биоценозах Керченского предпроливья Чёрного моря до и после заиления

Вид	Биоценоз									
	<i>A. aspersa</i>		<i>C. gallina</i>		<i>M. adriaticus</i>		<i>M. galloprovincialis</i>		<i>M. phaseolinus</i>	
	Исходный	Трансформированный	Исходный	Разрушенный	Исходный	Разрушенный	Исходный	Разрушенный	Исходный	Разрушенный
<i>Abra renieri</i>	-0,58 ±0,08	-0,58 ±0,08	-0,27 ±0,12	-0,58 ±0,08	+2,04 ±0,78	+0,35 ±1,39	+0,76 ±0,40	-0,58 ±0,08	-0,49 ±0,08	-0,07 ±0,75
<i>Acanthocardia paucicostata</i>	+2,71±0,09	-0,54 ±0,09	-0,06 ±0,09	-0,38 ±0,27	-0,23 ±0,08	-0,30 ±0,40	-0,48 ±0,09	-0,38 ±0,21	-0,47 ±0,09	+0,13 ±0,65
<i>Amphitrite gracilis</i>	+0,37 ±0,24	+0,35 ±0,24	-0,56 ±0,07	-0,75 ±0,08	+1,94 ±0,61	+0,19 ±1,41	+0,66 ±0,31	-0,75 ±0,08	-0,70 ±0,07	-0,75 ±0,08
<i>Amphiura stepanovi</i>	-0,70 ±0,14	-0,48 ±0,14	-0,70 ±0,14	-0,70 ±0,14	+0,02 ±0,15	-0,06 ±1,02	+1,25 ±0,20	-0,41 ±0,23	+1,50 ±0,21	+0,28 ±0,88
<i>Asciadiella aspersa</i>	+2,81 ±0,73	-0,33 ±0,11	-0,38 ±0,13	-0,42 ±0,12	+0,08 ±0,02	-0,40 ±1,30	-0,08 ±0,03	-0,42 ±0,19	-0,42 ±0,12	-0,42 ±0,12
<i>Balanus improvisus</i>	-0,46 ±0,10	-0,46 ±0,10	+2,76 ±0,13	-0,34 ±0,12	-0,21 ±0,10	+0,03 ±0,52	-0,17 ±0,10	-0,23 ±0,21	-0,46 ±0,10	-0,46 ±0,10
<i>Calyptrea chinensis</i>	-0,80 ±0,08	+0,68 ±0,05	-0,13 ±0,07	-0,57 ±0,27	+1,42 ±0,04	-0,46 ±0,54	+1,89 ±0,04	-0,46 ±0,17	-0,77 ±0,08	-0,80 ±0,08
<i>Chamelea gallina</i>	-0,35 ±0,03	-0,30 ±0,03	+2,82 ±0,04	-0,33 ±0,06	-0,33 ±0,03	-0,37 ±0,03	-0,37 ±0,03	-0,35 ±0,04	-0,38 ±0,03	-0,38 ±0,03
<i>Gouldia minima</i>	+0,01 ±0,23	-0,56 ±0,16	+1,95 ±0,82	-0,37 ±0,32	+0,13 ±0,26	+1,09 ±1,28	-0,32 ±0,17	-0,49 ±0,19	-0,72 ±0,17	-0,72 ±0,17
<i>Melinna palmata</i>	-0,43 ±0,03	-0,43 ±0,03	+2,80 ±0,02	-0,28 ±0,27	+0,12 ±0,03	-0,43 ±0,03	-0,37 ±0,03	-0,43 ±0,03	-0,24 ±0,03	-0,31 ±0,15
<i>Modiolus adriaticus</i>	+0,21 ±0,09	+0,22 ±0,10	-0,55 ±0,07	-0,64 ±0,06	+2,53 ±0,19	-0,06 ±0,78	+0,20 ±0,09	-0,63 ±0,06	-0,64 ±0,06	-0,64 ±0,06
<i>M. phaseolinus</i>	-0,24 ±0,01	-0,24 ±0,01	-0,24 ±0,01	-0,24 ±0,01	-0,24 ±0,01	-0,24 ±0,01	-0,12 ±0,01	-0,24 ±0,01	+2,04 ±0,01	-0,24 ±0,01
<i>Mytilaster lineatus</i>	+0,28 ±0,07	+2,28 ±0,78	-0,49 ±0,17	-0,58 ±0,16	+1,27 ±0,36	-0,58 ±0,82	-0,44 ±0,14	-0,58 ±0,27	-0,58 ±0,27	-0,58 ±0,27
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	-0,45 ±0,02	-0,37 ±0,02	-0,44 ±0,02	-0,45 ±0,02	+0,50 ±0,01	-0,18 ±0,14	+2,71 ±0,01	-0,44 ±0,02	-0,44 ±0,02	-0,45 ±0,02
<i>Nephtys hombergii</i>	+1,46 ±1,05	-0,13 ±0,37	-0,33 ±0,31	-0,05 ±0,81	-0,28 ±0,32	+1,17 ±1,47	-0,16 ±0,36	-0,21 ±0,50	-0,83 ±0,19	-0,64 ±0,45

Окончание табл. 5

Вид	Биоценоз									
	<i>A. aspersa</i>		<i>C. gallina</i>		<i>M. adriaticus</i>		<i>M. galloprovincialis</i>		<i>M. phaseolinus</i>	
	Исходный	Трансформированный	Исходный	Разрушенный	Исходный	Разрушенный	Исходный	Разрушенный	Исходный	Разрушенный
<i>N. longicornis</i>	-0,69 ±0,22	-0,69 ±0,22	-0,45 ±0,21	-0,38 ±0,66	-0,34 ±0,22	+1,63 ±1,50	-0,46 ±0,21	+0,95 ±0,84	-0,63 ±0,21	+1,06 ±0,26
<i>Pchycerianthus solitarius</i>	-0,41 ±0,22	-0,41 ±0,22	-0,41 ±0,22	-0,41 ±0,22	-0,41 ±0,22	-0,41 ±0,22	-0,27 ±0,21	-0,41 ±0,22	+1,89 ±0,26	+1,25 ±1,10
<i>Parvicardium exiguum</i>	-0,65 ±0,14	-0,26 ±0,16	+0,55 ±0,24	-0,45 ±0,22	+2,21 ±0,47	+0,68 ±1,18	-0,27 ±0,16	-0,46 ±0,15	-0,66 ±0,14	-0,66 ±0,14
<i>Pectinaria koreni</i>	+1,41 ±0,37	+1,39 ±0,48	-0,72 ±0,25	-0,72 ±0,21	+1,38 ±0,40	-0,72 ±1,26	+0,14 ±0,05	-0,72 ±0,33	-0,72 ±0,33	-0,72 ±0,33
<i>Perinereis cultrifera</i>	+2,24 ±0,58	-0,06 ±0,02	-0,39 ±0,13	-0,63 ±0,18	+1,36 ±0,39	-0,63 ±0,97	+0,01 ±0,01	-0,63 ±0,29	-0,63 ±0,29	-0,63 ±0,29
<i>Pitar rudis</i>	+1,19 ±0,89	+0,42 ±0,26	-0,18 ±0,16	-0,71 ±0,24	+0,47 ±0,39	+1,33 ±0,43	-0,15 ±0,17	-0,58 ±0,18	-0,89 ±0,31	-0,90 ±0,31
<i>Polititapes aurea</i>	+1,96 ±0,61	+0,12 ±0,18	-0,49 ±0,08	-0,76 ±0,08	+0,60 ±0,29	+0,14 ±0,43	+0,51 ±0,27	-0,48 ±0,25	-0,80 ±0,09	-0,80 ±0,09
<i>P. petalina</i>	-0,75 ±0,11	+1,18 ±0,72	+0,42 ±0,41	-0,75 ±0,11	+0,03 ±0,26	+1,49 ±0,13	+0,58 ±0,47	-0,56 ±0,25	-0,75 ±0,11	-0,75 ±0,11
<i>Spisula subtruncata</i>	-0,67 ±0,11	+0,71 ±0,56	+1,33 ±0,82	-0,11 ±0,56	-0,46 ±0,11	+1,13 ±0,76	-0,48 ±0,11	-0,14 ±0,56	-0,67 ±0,11	-0,64 ±0,13
<i>Stereoderma kirchbergi</i>	-0,49 ±0,05	-0,49 ±0,05	-0,49 ±0,05	-0,49 ±0,05	-0,24 ±0,05	-0,49 ±0,05	+2,07 ±0,02	-0,25 ±0,27	+1,29 ±0,03	-0,42 ±0,09
<i>Terebellides stroëmi</i>	-0,79 ±0,16	+0,25 ±0,18	-0,99 ±0,16	-0,97 ±0,15	+2,19 ±2,25	-0,60 ±0,37	+0,08 ±0,18	-0,66 ±0,12	-0,45 ±0,17	+1,94 ±0,25
<i>Tritia reticulata</i>	+1,36 ±0,32	-0,29 ±0,11	+1,45 ±0,33	+0,27 ±1,21	-0,01 ±0,13	+0,02 ±1,20	-0,33 ±0,11	-0,60 ±0,14	-0,95 ±0,12	-0,92 ±0,05

По устойчивости к заилению все массовые виды, входящие в биоценозы, можно разделить на три группы.

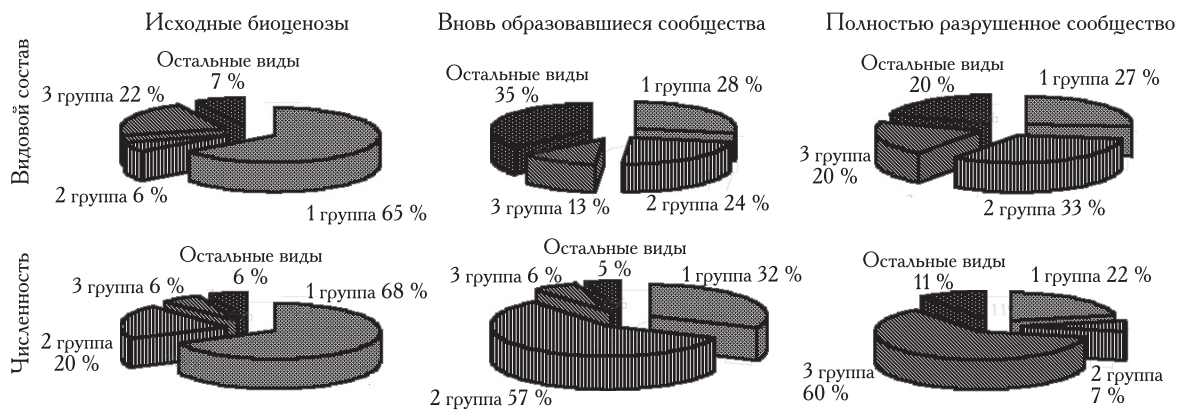
К первой группе относятся виды, плохо переносящие заиление. Это наиболее многочисленная группа. К ней можно отнести всех губок. Кроме того, в нее входят: моллюски — *A. renieri*, *A. gracilis*, *C. gallina*, *G. minima*, *M. adriaticus*, *M. phaseolinus*, *M. galloprovincialis*, *P. exiguum*, *T. reticulata*, асцидия — *A. aspersa*; полихеты — *P. koreni*, *P. cultrifera*; голотурия — *S. kirchbergi*, а также усонogie раки *B. improvises*.

Ко второй группе относятся виды, индифферентные к заилению или повышающие свою численность только при небольшом заилении.

К этой группе относятся: моллюски — *A. raucicostata*, *C. chinensis*, *M. lineatus*, *P. solitarius*, *P. rudis*, *P. aurea*, *P. petalina*, *S. subtruncata*; змеехвостка — *A. stepanovi*. Полихета *M. palmata* в условиях Керченского предпроливья не образует собственный биоценоз. В северо-западной части Чёрного моря это совершенно обычный вид, образующий собственный биоценоз на заиленных участках [Золотарёв, 1994].

К третьей группе относятся виды, повышающие свою численность после заиления. В неё входят лишь 3 вида полихет: *N. hombergii*, *N. longicornis* и *T. stroëmi*.

Роль этих групп в исходных биоценозах и образовавшихся из них сообществах была различной (рис. 6).



**Рис. 6.** Изменения видового состава и численности животных, по-разному реагирующих на заиление в исходных биоценозах и образовавшихся после заиления сообществах в Керченском предпроливье Чёрного моря

В исходных биоценозах большая часть видового богатства и численности приходилась на первую группу. Она составляла от 20 до 47 % видового богатства и от 49 до 80 % численности, в биоценозе *M. phaseolinus* — до 35 % видового богатства и до 98 % численности. Доля видов, относящихся ко второй группе, была намного меньше — от 13 до 21 % в видовом богатстве и от 14 до 40 % в численности. В биоценозе *M. phaseolinus* — до 13 % видового богатства и до 1 % численности. Роль третьей группы была ещё меньше. Её доля в видовом богатстве в зависимости от биоценоза колебалась от 4 до 11 %, а в численности от 1 до 13 %. В биоценозе *M. phaseolinus* до 7 % видового богатства и около 1 % численности. Остальные виды не играли большой роли в численности биоценозов, где их доля колебалась от 3 до 10 %, а в биоценозе *M. phaseolinus* — менее 0,5 %. Однако при этом они играли важную роль в видовом богатстве. На их долю в нём в зависимости от биоценоза приходилось от 21 до 63 %, а в биоценозе *M. phaseolinus* — 44 %.

Во вновь образовавшихся сообществах доля первой группы в видовом богатстве колебалась от 23 до 31 %, а в численности от 28 до 33 %. При этом её доля в общей численности в среднем уменьшилась с 68 до 32 %. На долю второй группы приходилось от 23 до 25 % видового богатства и от 49 до 59 % численности сообщества. В целом доля этой группы увеличилась с 15 до 24 % в видовом богатстве и с 20 до 57 % в численности. На долю третьей группы приходилось от 10 до 19 % видового богат-

ства и от 5 до 14 % численности. После заиления её доля в видовом богатстве сообществ изменялась от 5 до 13 %, а в общей численности — 6 %. На долю остальных видов приходилось от 25 до 45 % видового богатства и от 3 до 9 % численности вновь образовавшихся сообществ. Их доля в видовом богатстве уменьшилась с 54 до 35 %, но в численности осталась практически на прежнем уровне.

Соотношение видов относящихся к первой, второй или третьей группе, в исходных биоценозах в среднем по видовому богатству было 5:3:1, по численности — 11:3:1. Во вновь образовавшихся сообществах оно было уже по видовому богатству 2:2:1, по численности 5:9:1, а на наиболее разрушенных участках — 1:2:1 и 3:1:9 соответственно.

При заилении биоценоз *M. phaseolinus* трансформировался в биоценоз *T. stroëmi*. В результате чего доля видов, относящихся к первой группе, уменьшилась до 15 % по видовому богатству и до 2 % по численности. Доля животных, входивших во вторую группу, по видовому богатству осталась практически на том же уровне, но по численности увеличилась до 10 %. Доля видов третьей группы выросла по видовому богатству до 11 %, а по численности до 80 %. Доля прочих видов была наиболее значимой — 9 % видового разнообразия. После заиления они стали играть заметную роль и в численности, где их доля увеличилась до 8 %. Соотношение видов, входящих в три группы, по видовому богатству стало соответствовать 1,3:1,3:1, по численности — 1:4:32. Такое соотношение сходно с соотношением этих же

групп на наиболее разрушенных участках других биоценозов. В обоих сообществах роль доминантного вида была очень большой, при этом оба доминанта играли решающую роль в численности первой и третьей группы животных.

**ЗАКЛЮЧЕНИЕ.** В конце 1980-х начале 1990-х гг. Керченское предпроливье Чёрного моря подверглось сильному антропогенному заилению. Площадь, занимаемая илами, увеличилась в 11 раз. Вследствие этого площадь акватории, занимаемая первоначально всеми биоценозами, сократилась почти в 2 раза. На большей части акватории биоценозов мидии и *M. phaseolinus* наблюдалась их трансформация в биоценоз пелофильных полихет *T. stroëmi*. Во всех заиленных биоценозах наблюдалось сокращение видового богатства и численности, в основном из-за снижения численности доминантных видов. Видовой состав разрушенных участков по отношению к исходным биоценозам стал более выровненным. Конечным результатом стало образование сообществ *P. rudis* и *S. subtruncata* и увеличение площади биоценоза *T. stroëmi*.

По отношению к заилению массовые виды разделились на три группы. К первой относятся виды, плохо переносящие заиление. Это все губки, а также *A. renieri*, *A. gracilis*, *A. aspersa*, *B. improvisus*, *C. gallina*, *C. minima*, *M. adriaticus*, *M. phaseolinus*, *M. galloprovincialis*, *P. exiguum*, *P. koreni*, *P. cultrifera*, *S. kirchbergi*, *T. reticulata*. Во вторую группу входят виды индифферентные к заилению или повышающие свою численность только при небольшом заилении. Это *A. paucicostata*, *A. stepanovi*, *C. chinensis*, *M. palmata*, *M. lineatus*, *P. solitarius*, *P. rudis*, *P. aurea*, *P. petalina*, *S. subtruncata*. К видам, увеличивающим свою численность после заиления, относятся только пелофильные полихеты *N. hombergii*, *N. longicornis* и *T. stroëmi*. В исходных биоценозах доминируют виды, относящиеся к первой группе. Во вновь образовавшихся сообществах увеличивается доля второй группы, а на наиболее разрушенных участках — третьей.

#### ЛИТЕРАТУРА

- Арнольди Л.В. 1941. Материалы по количественному изучению зообентоса в Чёрном море // Тр. Зоологического института. Т. 7. Вып. 2.:— М.-Л., Изд-во АН СССР.— С. 94—113.
- Базелян В.Л., Касилов Ю.И., Колодийченко Г.Ю. 2001. Общая характеристика влияния дампинга на гидробионты // Экологічні проблеми Чорного моря.— Одесса: ОЦНТЕІ.— С. 23—28.
- Болтачѳв А.Р. 2006. Состояние тралового промысла и последствия его воздействия на донные биоценозы Черноморского шельфа Крыма // Подводные технологии и мир океана. № 3.— С. 22—31.
- Боровская Р.В. 2006. Результаты океанографических и рыбохозяйственных исследований Чёрного и Азовского морей на базе спутниковой информации / Диссертация на соискание учёной степени канд. геогр. наук.— Керчь.— 225 с.
- Воробьев В.П. 1949. Бентос Азовского моря // Тр. Аз-ЧерНИРО. Вып. 13.— Симферополь: Крымиздат.— 193 с.
- Головакина Е.М., Фроленко Л.Н. 2008. Характеристики зообентоса северо-восточной части Чёрного моря // Материалы международной научной конференции «Современные основы формирования сырьевых ресурсов Азово-Черноморского бассейна в условиях изменения климата и антропогенного воздействия».— Ростов-на-Дону.— С. 75—79.
- Ердаков Л.Н., Ефимов В.М., Галактионов Ю.К., Сергеев В.Е. 1978. Количественная оценка верности местообитанию // Экология. № 3.— С. 105—107.
- Зайцев Ю.П., Фесюнов О.Е., Синегуб И.А. 1992. Влияние донного тралового промысла на экосистему черноморского шельфа // Доклады АН Украины. № 3.— С. 156—158.
- Замбриборщ Ф.С. 1984. Последствия концентрированного свала рыхлых грунтов в море на донные биоценозы // Дноуглубительные работы и проблемы охраны рыбных запасов и окружающей среды рыбохозяйственных водоёмов.— Астрахань.— С. 49—51.
- Зарабиева Т.С., Агаева В.Р. 2000. Влияние дноуглубительных работ и дампинга на экосистему Южного Каспия // Морские гидробиологические исследования.— М.: Изд-во ВНИРО.— С. 145—146.
- Зенкевич Л.А. 1963. Биология морей СССР.— М.: АН СССР.— 739 с.
- Золотарѳв П.Н. 1987. Донные биоценозы Керченского предпроливья / Аннотированный список докладов всесоюзной научной конференции молодых учёных-комсомольцев «Вклад молодых ученых-комсомольцев в решение современных проблем океанологии и гидробиологии».— Севастополь.— С. 26.
- Золотарѳв П.Н. 1994. Структура биоценозов бентали северо-западной части Чёрного моря и её трансформация под воздействием антропогенных факторов / Автореферат на соискание ученой степени кандидата биологических наук.— Севастополь.— 21 с.
- Киселѳва М.И. 1981. Бентос рыхлых грунтов Чёрного моря.— Киев: Наукова думка.— 165 с.
- Мокеева М.П. 1983. Влияние сбросов различных отходов в морскую среду на гидробионтов // Тр. ГОИН. Вып. 167.— С. 23—33.
- Мокеева М.П. 1987. Некоторые итоги результатов влияния сбросов грунта на биоту в южных морях СССР



- // Материалы III съезда советских океанологов. Тезисы докладов. Сер. Биология океана. Ч. II: Л.— С. 154–155.
- Миловидова Н.Ю. 1966. Донные биоценозы Новороссийской бухты // Распределение бентоса и биология донных животных в южных морях. — Киев: Наукова думка. — С. 75–89.
- Николаенко Т.В., Повчун А.С. 1993. Бентос Керченского предпроливья // Экология моря. Вып. 44. — С. 46–50.
- Определитель фауны Чёрного и Азовского морей. — Киев: Наукова думка. — 1968. Т. 1. — 437 с.; 1969. Т. 2. — 536 с.; 1972. Т. 3. — 340 с.
- Песенко Ю.А. 1982. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. — М.: Наука. — 287 с.
- Самышев Э.Э., Рубинштейн И.Г., Золотарёв П.Н., Литвиненко Н.М. 1986. Изменчивость в структуре бентоса Чёрного моря в условиях антропогенного воздействия // Антропогенное воздействие на прибрежно-морские экосистемы: Сборник научных трудов. — М.: ВНИРО. — С. 52–71.
- Солдатова Т.Ю. 1984. Влияние отвала грунта на донную фауну прибрежной зоны Крыма // Дноуглубительные работы и проблемы охраны рыбных запасов и окружающей среды рыбохозяйственных водоёмов. — Астрахань. — С. 117–118.
- Терентьев А.С. 2002. Влияние г. Анапа на бенталь прилегающей акватории // Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон / Материалы международной научной конференции. — Санкт-Петербург: РГГМУ. — С. 62–63.
- Eltringham S.K. 1971. Life in Mud and Sand. — London: The English Universities Press Ltd. — 218 p.
- Kon-Kee Liu et al. 2008. Fluxes of Nutrients and Selected Organic Pollutants Carried by Rivers // Watersheds, Bays, and Bounded Seas: The Science and Management of Semi-Enclosed Marine Systems. — Washington Covelo. — London: Islandpress. — P. 141–167.
- Warwick R.M., Pearson T.H. 1987. Ruswahyuni Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. Marine Biology. N. 95. — P. 193–200.

Поступило в редакцию 09.09.11 г. Принято после рецензии 03.04.12 г.

## Change in the bottom biocenoses species composition in the Black Sea area before the Kerch Strait as a result of silting

A.S. Terentyev

YugNIRO, Kerch, Ukraine

During the course of the late 80s – early 90s, the Black Sea area before the Kerch Strait was subjected to strong anthropogenic silting. As a result the area occupied by all the biocenoses, except for *Terebellides stroëmi* biocenosis, was reduced by 1.8 times from 4.399 thousand km<sup>2</sup> to 2.491 thousand km<sup>2</sup>. *Asciidiella aspersa* biocenosis was completely lost. Its disappearance is also explained by the silt discharge from the Kerch Strait. Succession of *Modiolus phaseolinus* biocenosis and partially of *Mytilus galloprovincialis* one occurred into *T. stroëmi* biocenosis. A reduction of species diversity and abundance over all the silted biocenoses was observed. A decrease in the dominant species abundance was of great importance for the reduced number of the biocenoses. The species composition over the destroyed sites became more leveled in relation to the initial biocenoses. The net result was that communities of *Pitar rudis* and *Spisula subtruncata* were formed and the area of *Terebellides stroëmi* biocenosis was increased. It was found that *Nephtys hombergii*, *N. longicornis* and *T. stroëmi* are best tolerant of silting. Sponges do not withstand silting at all.

**Key words:** Black Sea, the area before the Strait, benthos, biocenosis, anthropogenic impact, silting, species composition.