

УДК 574.587

ДЕСЯТИЛЕТИЕ НАБЛЮДЕНИЙ НАД ЛИТОРАЛЬНЫМ БЕНТОСОМ НА АКВАТОРИИ МОРСКОГО СПЕЦИАЛИЗИРОВАННОГО ПОРТА ВИТИНО (СЕВЕРНАЯ ЧАСТЬ КАНДАЛАКШСКОГО ЗАЛИВА, БЕЛОЕ МОРЕ): МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ

© 2017 г. А. Д. Наумов, О. Н. Савченко, Д. А. Аристов, К. Л. Бяггов

Зоологический институт РАН, Санкт-Петербург 199034, Россия

e-mail: andrewnmv@gmail.com

Поступила в редакцию 19.10.2016 г.

Исследования литорального бентоса обычными гидробиологическими методами в акватории Морского специализированного порта Витино проводились нами более 10 лет. При помощи различных математических методов изучена структура литоральных сообществ, обнаружены квазициклические изменения их общей биомассы и продемонстрирована динамика основных характеристик литоральной мидиевой банки на одной из выбранных для работы точек.

Кроме того, критически рассматриваются некоторые аналитические подходы к экспертной оценке состояния донных экосистем с целью диагностики антропогенного воздействия. Показано, что разовая оценка не может быть надежной из-за проходящих в литоральных сообществах квазициклических процессов, а методы оценки, основанные на смещении отбора вдоль K -, r -оси, можно применять только с очень большой осторожностью. Для надежной оценки требуется проведение многолетних мониторингов, причем число повторностей на каждой точке необходимо подбирать таким образом, чтобы они нивелировали агрегированное распределение отдельных видов.

Ключевые слова: литоральный морской бентос, многолетний мониторинг, квазициклическая динамика, Белое море, биоиндикация

DOI: 10.7868/S0044513417120042

Состояние морского бентоса представляет собой довольно надежный индикатор чистоты вод, однако важен вопрос о методологических подходах и возможности получения однозначного ответа путем проведения разовых экспертных оценок. Очевидно, что такие оценки основаны на априорной гипотезе о неизменности структуры и функционирования донных сообществ при условии стабильности состояния среды. Между тем, немногочисленные пока еще многолетние наблюдения дают основание считать, что в ряде морских (и других) биоценозов идут весьма продолжительные процессы, вызванные различными аутогенными причинами (см., например: Максимов, Ердяков, 1985; Луканин и др., 1986, 1986а, 1989, 1990; Ibanez, Dauvin, 1988; Максимович и др., 1991; Ошурков, 2000; Наумов и др., 2009 и др.).

Необходимо при этом отметить, что по ряду объективных и субъективных причин тестирование пресных вод, по сравнению с солеными, на хроническое загрязнение разработано существенно лучше. Это вызвано как большей их значимостью в качестве питьевых, так и рядом особенностей морских

водоемов и населяющих их организмов, а также существенными различиями в фаунистическом составе морей и пресноводных бассейнов (Rosenberg, Resh, 1993).

Значение прямого химического анализа воды, столь надежного для озер, заметно снижается при анализе загрязнения рек и тем более приливных морей. Растворенный в тонком поверхностном слое воды поллютант может быть легко обнаружен аналитическим путем. Но если этот поллютант приносит приливное течение, он может никак не влиять на литоральное население, так как в краткий момент контакта с донными организмами его воздействие нейтрализуется защитными механизмами, препятствующими потере влаги при обсыхании во время отлива, а затем организмы оказываются в слое более чистой воды. И наоборот, приносимый отливным течением поллютант, который губительно влияет на литоральную фауну и флору, не всегда может быть обнаружен во время прилива, если приливное течение приходит из незагрязненного места. Скорости приливо-отливных течений, особенно в шхерных

районах с многочисленными узкостями, бывают очень высоки, что может приводить к переносу вод на многие километры.

В этой ситуации биоиндикация становится крайне актуальной, так как литоральное сообщество постоянно омывается водами, приходящими из различных участков акватории и отражает результирующее воздействие всех содержащихся в них веществ.

При этом применяемые для пресных вод индексы соотношения различных групп водных организмов с одной стороны разрабатывались в основном для оценки бытовых стоков, а не промышленных, а с другой — в ряде случаев не могут работать в морских водоемах из-за различий в физиологии представителей пресноводной и морской фауны и флоры (Smith, 2003).

Пресноводные организмы обитают в осмотически агрессивной среде и постоянно вынуждены принудительно поддерживать свой водно-солевой баланс самыми разнообразными способами. Это и активный транспорт воды и различных ионов против градиента концентрации, и (или) использование разнообразных изолирующих механизмов. Последние способствуют и защите от загрязнения. В результате в случае антропогенного воздействия на пресный водоем соотношение обилия различных таксономических групп гидробионтов смещается в нем в ту или другую сторону, что зависит от способа различных таксономических групп, которым они поддерживают ионное равновесие.

Морские организмы преимущественно прозрачны для своей среды, и их водно-солевой баланс в значительной степени поддерживается морской водой, обладающей весьма мощными буферными свойствами. Поэтому дифференциального смещения пропорций в обилии различных групп организмов в морских водоемах зачастую не происходит. Все это послужило причиной того, что многие исследователи заняты поисками надежных критериев, основанных на иных принципах, которые позволяли бы определять состояние морской биоты по интегральным характеристикам донных биоценозов (Tomlinson et al., 1980; Andrade, Renaud, 2011).

К настоящему времени разработано два достаточно надежных метода, позволяющих оценивать уровень сдвига структуры сообществ от стабильного состояния. Первый из них, широко используемый в отечественной практике, *k*-доминантный, или *ABC*, анализ (Warwick, 1986; Warwick et al., 1987) и его различные модификации, основан на предположении, что в не нарушенном сообществе преобладают многочисленные крупные экземпляры. Это означает, что виды в подобном сообществе подвергаются в основном *K*-отбору, что свидетельствует о стабильности условий. Второй, использующий модификацию известного показателя информационного разнообразия

Шеннона (Shannon, 1948), предложен Денисенко (2006) и представляет собой разность выравненности биомасс и плотностей поселения донных организмов. Оба метода дают сходные результаты, однако способ Денисенко по ряду обстоятельств, как математических, так и биологических, представляется нам более корректным. Оба они по самой своей сути не могут учитывать роль модулярных организмов, поэтому в случае использования данных по литоральным экосистемам игнорируют обилие водорослей, что является серьезным недостатком обоих подходов.

В течение более 10 лет нами проводился гидро-биологический мониторинг состояния литоральных бентосных сообществ (см. след. раздел), потенциально подверженных влиянию нефтепродуктов. Таким образом, представилась возможность оценить применимость вышеописанных и некоторых других индексов и подходов к анализу биоиндикационных свойств литорального макробентоса.

СРОКИ И МЕСТО ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ

Работы проводились на акватории ООО «Морской специализированный порт Витино» (вершина Кандалакшского залива, Белое море) в конце июля — начале августа с 2003 по 2013 гг. включительно с целью контроля состояния литорального бентоса вблизи нефтеналивных терминалов и были прекращены в связи с остановкой работы порта и вследствие этого прекращения основного финансирования.

С самого начала исследований под наблюдением находились 3 точки на внутренней акватории порта:

Станция 1 — к северу от нефтеналивного терминала (67°04.93' с.ш., 32°19.00' в.д.); средняя летняя соленость за время наблюдений 17.5‰, средняя температура грунта в отлив 15.4 °С (наши данные). Здесь и далее данные по температуре грунта и солености поверхностной воды имеются только за несколько последних лет работы, поэтому они носят ориентировочный характер и в тексте приведены без статистической погрешности.

Станция 2 — к югу от нефтеналивного терминала (67°04.72' с.ш., 32°19.88' в.д.); средняя летняя соленость за время наблюдений 19.0‰, средняя температура грунта в отлив 16.4 °С (наши данные).

Станция 3 — литораль Коровьей губы о-ва Оленьего на противоположной стороне Оленьей салмы (67°05.59' с.ш., 32°22.14' в.д.); средняя летняя соленость за время наблюдений 17.3‰, средняя температура грунта в отлив 15.3 °С (наши данные).

Станция 4 — была избрана на внешней акватории порта в качестве контрольной точки. Она расположена на литорали материковой части Западной Ряжковой

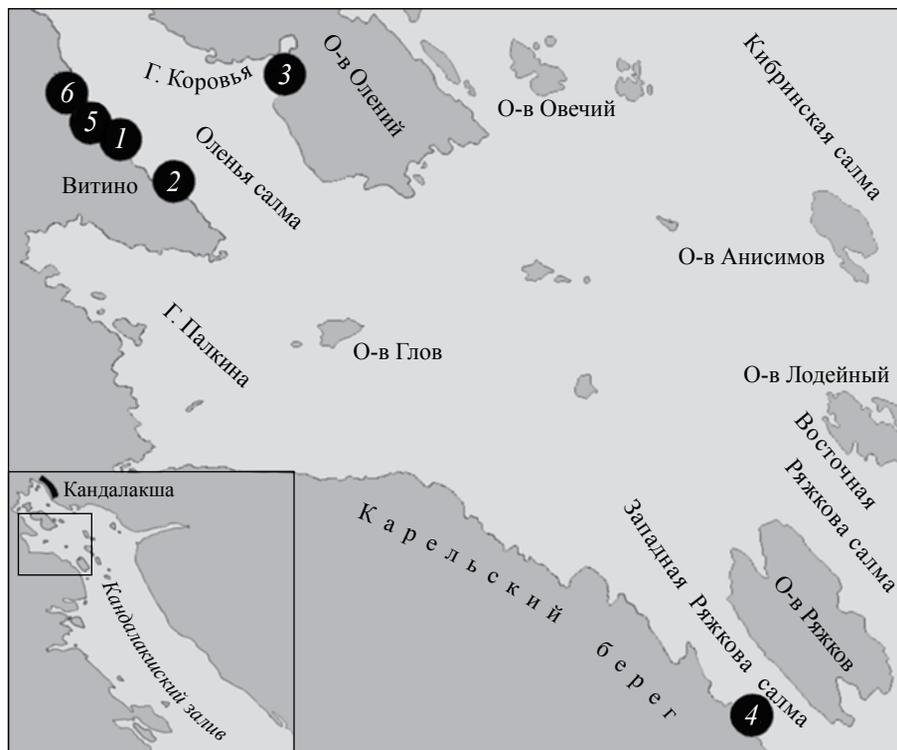


Рис. 1. Карта-схема мест отбора проб. Черными кружками с цифрами обозначены литоральные бентосные станции. На врезке в левом нижнем углу черным прямоугольником обозначены окрестности Морского специализированного порта Витино. Картографические основы схемы: навигационная карта № 639 “Кандалакшский рейд с подходами” изд. 1969 г. (основная схема) и генеральная карта Белого моря № 10306 изд. 1999 г. (врезка).

салмы (67°00.71' с.ш., 32°31.31' в.д.) примерно в 13 км от нефтеналивных терминалов. Средняя летняя соленость за время наблюдений 19.5‰, средняя температура грунта в отлив 14.0 °С (наши данные). На этой точке наблюдения велись вплоть до 2015 г.

В процессе работы стало ясно, что избранных точек недостаточно, и исследования были расширены на акваторию ЗАО “Беломорская нефтебаза”, примыкающую к акватории порта Витино.

Станция 5 – устье ручья, вытекающего из очистных сооружений порта, нефтебазы и поселка Белое Море (67°05.00' с.ш., 32°18.69' в.д.). Средняя летняя соленость за время наблюдений 11.5‰, средняя температура грунта в отлив 15.0 °С (наши данные). Наблюдения на этой станции проводились с 2008 по 2013 гг.

Станция 6 – была введена в схему наблюдений в 2009 г. с целью сравнения данных, полученных на акватории Морского специализированного порта Витино, с заведомо загрязненным участком (67°05.10' с.ш., 32°18.44' в.д.). Загрязненность этой точки обусловлена ее геоморфологическим строением. Небольшая бухточка, где располагалось место исследования, соединена с территорией нефтебазы локальной депрессией, поэтому даже небольшие разливы нефтепродуктов на ней приводили к тому, что значительная часть пролитой нефтеорганики попадала в море.

Средняя летняя соленость за время наблюдений на данной точке 18.3‰, средняя температура грунта в отлив 16.5 °С. Она расположена к северо-западу от предыдущей станции, приблизительно в 200 м от нее. Наблюдения на ней проводились с 2009 по 2013 гг. включительно.

Карта-схема места отбора проб представлена на рис. 1.

Содержание углеводов нефтяного происхождения за годы проведения работ приведено на рис. 2 (методика изложена в следующем разделе). Видно, что в тех случаях, когда оно известно, загрязнение вод акватории порта в основном было весьма умеренным, однако в 2011 г. на станции № 6 произошел аварийный разлив приблизительно 80 кг нефтепродуктов, причем значительное их количество попало в море. Место разлива было немедленно блокировано двойным боновым ограждением. С его внутренней стороны в 2011 г. в отдельных местах наблюдались довольно значительные скопления нефтепродуктов, не отмеченные в последующие два года наблюдений. С мористой стороны ограждения содержание нефтеорганики на малой воде составляло 0.07 мг/кг. Это значение на 0.02 мг/кг превышает ПДК для рыбохозяйственных водоемов. В целом, однако, загрязнение акватории заметно возросло и несколько превысило ПДК для водоемов общесанитарного назначения. К 2013 г.

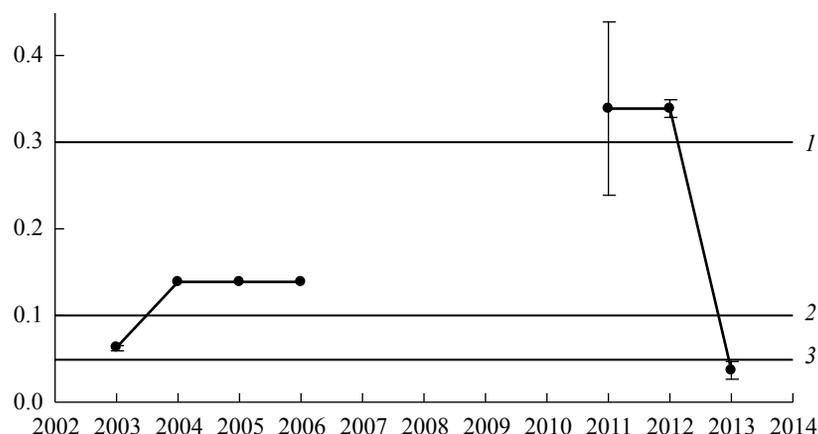


Рис. 2. Загрязнение акватории порта Витино нефтепродуктами за весь период наблюдений. Данные за 2003–2006 гг. по: Корякин, Юрченко, 2007, 2011, 2012; за 2011–2013 гг. – наши наблюдения. ПДК: 1 – для водоемов общехозяйственного назначения; 2 – для питьевых водоемов; 3 – для рыбохозяйственных водоемов (уровень ПДК по: “Руководство...”, 1977).

По оси абсцисс – время, годы; по оси ординат – концентрация нефтепродуктов, мг/л; вертикальными штрихами отмечена статистическая погрешность.

ситуация улучшилась, и концентрация нефтяных углеводородов не превышала ПДК для рыбохозяйственных водоемов.

Работы проводились ежегодно, однако производственные условия порта не всегда позволяли осуществлять взятие проб, поэтому практически на всех станциях имеются пропуски в наблюдениях, исключение составляет станция № 4.

На всех станциях, кроме точки № 5, литораль однотипна и представлена более или менее разреженной валунной россыпью на гравийно-песчаном основании, подстеленном глинистым материалом. На станции № 5, расположенной в устье ручья, текущего из очистных сооружений порта, нефтебазы и поселка Белое Море, грунт гравийно-песчаный с отдельными камнями. На станции № 6 после аварийного разлива около 80 кг нефтепродуктов, произошедшего в 2011 г., были начаты работы по обваловке бухты, причем материал для защитной дамбы брали на осушной полосе, в результате чего биологический тип литорали в этом месте существенно изменился. Доля валунов заметно снизилась, крупнообломочный материал, представленный в основном мелкими камнями, располагается теперь грядами, перпендикулярными к береговой линии. Песчаное ложе в значительной степени обнажилось. В настоящее время в связи с прекращением работы нефтебазы исследования прекращены.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Гидробиологические и гидрологические работы

Все гидробиологические и гидрологические работы проводились в момент наступления максимальной фазы отлива вблизи уреза воды. На

станциях 1, 2, 3, 4 и 6, где имелись заросли макрофитов: бурых водорослей *Fucus vesiculosus* Linnaeus 1753 и *Ascophyllum nodosum* (Linnaeus) Le Jolis 1863, в дальнейшем фукоиды, с помощью гидробиологической рамки площадью 1/40 м², размещенной случайным образом вблизи гидрографического нуля глубин, были взяты пробы на растительном покрове. Затем либо под этими пробами, либо в непосредственной близости от них при помощи трубчатого пробоотборника площадью 1/131 м² извлекали колонку грунта высотой около 15 см. Проективное покрытие литорали фукоидами оценивали визуально в долях единицы. На каждой станции пробы отбирали в трех повторностях. Промывку материала проводили на стальном сите У1-ЕСЛ-П с диаметром обечайки 200 мм и ячейей решетчатого полотна 1 мм по стороне квадрата. До возвращения на базу материал хранили в судовом холодильнике и разбирали в лаборатории живым сразу после окончания рейса. Все найденные организмы были определены до вида (кроме ряда представителей нитчатых водорослей Chlorophyta, Rhodophyta и Phaeophyta, немуртин, олигохет семейства Enchytraeidae, а также видов бокоплавов из рода *Gammarus*, ювенильных гастропод из рода *Littorina* и двустворчатых моллюсков из рода *Musculus*) и взвешены влажно-воздушным способом на электронных весах Adventurer Pro RV313 с точностью до 0.001 г, а унитарные организмы, кроме того, подсчитаны. Полученные данные по биомассе и плотности поселения собранных организмов из обеих подпроб каждой повторности пересчитывали на 1 м² и складывали. При этом плотность поселения и биомассу бентоса, найденного в зарослях фукоидов умножали на коэффициент проективного покрытия фукоидов. На станции

№ 5, где сплошное покрытие значительных участков литорали фукоидами за весь период наблюдения не было обнаружено, работа проводилась только трубчатым пробоотборником. В дальнейшем мы используем данные, полученные арифметическим усреднением результатов обработки трех повторностей каждой станции.

Всего за период наблюдений на акватории порта Витино и Беломорской нефтебазы было взято 159 проб, обнаружено 87 форм растений и животных.

Измерение температуры грунта с точностью до 0.1 °С производили цифровым термометром ТМЦ 1510–02–11, шуп которого заглубляли приблизительно на 10 см в толщу осадка. Соленость измеряли в непосредственной близости от станций на урезе воды рефрактометром WY-100 с точностью до 1‰.

Все полученные материалы внесены в базу данных “Бентос Белого моря”¹, и интегрированную информационную систему “Marine Benthos 2.1”².

В процессе обработки материала были использованы результаты экспресс-анализов, встроенных в обе системы.

Пробы воды на содержание углеводов нефтяного происхождения отбирали на полной и малой воде с целью исключения влияния приливно-отливных движений. Пробы были зафиксированы CCl_4 . Определение концентрации нефтепродуктов проводили экстракционно-фотометрическим методом с колоночной хроматографией на Al_2O_3 и ИК-спектроскопическим окончанием (Методические указания..., 1995) в Лаборатории гидрохимии Института водных проблем Севера КНЦ РАН, Петрозаводск.

Статистический анализ

Для математической обработки собранного материала применялись общепринятые методы линейной статистики, кластерный, дисперсионный и сингулярный спектральный анализы, метод фазового портрета, а также некоторые другие приемы, описанные ниже. Уровнем значимости, на котором отвергалась нулевая гипотеза, во всех случаях был принят $P_1 = 0.05$.

Текущее состояние литоральных сообществ оценивали модифицированным показателем Денисенко (2006), в котором индекс Шеннона (а точнее Pielou, 1977) заменен индексом олигомиксности (Наумов, 1991), что дает возможность избежать некоторых недостатков показателя Шеннона для экологических данных (Песенко,

1982) и позволяет, в случае необходимости сравнения, использовать обычные методы линейной статистики. Индекс олигомиксности – это статистический показатель, вычисляемый по формуле

$$I_o = \frac{\sigma_A}{A} \sqrt{S},$$

где I_o – индекс олигомиксности; σ_A – среднее квадратичное уклонение показателя обилия всех видов сообщества; A – суммарное обилие видов, которое может быть выражено любым параметром (суммарной биомассой или суммарной плотностью поселения всех найденных особей); S – число обнаруженных видов. Индекс определен в области $0 \leq I_o \leq 1$ и при $S = 1$ не имеет смысла. Он не предъявляет требований к форме распределения, так как представляет собой не интервальную, а точечную оценку. Его стандартная ошибка определяется как

$$m_{I_o} = \frac{I_o}{\sqrt{2S}},$$

где m_{I_o} – статистическая ошибка индекса олигомиксности.

Таким образом, мера стабильности донных сообществ, применяемая в данной работе, по аналогии с мерой, предложенной Денисенко, может быть названа разностью олигомиксности (Наумов, 2013) и вычислена по формуле

$$R_o = I_{oB} - I_{oN},$$

где R_o – разность олигомиксности; I_{oB} и I_{oN} – индекс олигомиксности, вычисленный, соответственно, по биомассе и плотности поселения.

Разность олигомиксности, так же как и разность выравненности, определена в области $-1 \leq R_o \leq 1$. Ее статистическая погрешность равна

$$m_{R_o} = \sqrt{m_{I_{oB}}^2 + m_{I_{oN}}^2},$$

где m_{R_o} – ошибка разности олигомиксности. Для удобства представления в настоящей работе и сам индекс, и его ошибка умножаются на 100, т.е. выражаются не в долях единицы, а в процентах. Положительные значения показателя соответствуют стабильному состоянию сообщества.

Дисперсионный анализ использован в работе как реализация двух однофакторных комплексов: анализ суммарной дисперсии по годам (изменение биомассы сообществ во времени) и суммарной дисперсии по видам (структурированность сообществ, измеренная по биомассе отдельных видов). Для оценки вклада отдельных факторов в изменчивость дисперсионных комплексов использовалась доля объясненной дисперсии (Плохинский, 1970; Лакин, 1980; Winer et al., 1991).

¹Реализована А.Д. Наумовым в 1990 г. на алгоритмическом языке Clipper 5.0.

²Разрабатывается в настоящее время частью членов авторского коллектива настоящей статьи.

Статистическая значимость оценивалась при помощи F -критерия Фишера для дисперсионного анализа и t -критерия Стьюдента во всех остальных случаях.

Кластерный анализ был проведен методом ближайшего соседа по взвешенным средним. В качестве исходных данных использовались доли логарифмов видовых биомасс в отдельных сообществах, что позволяет сравнивать сообщества по видовой структуре независимо от их общей биомассы (Naumov, 2013). Мерой сходства был избран индекс процентного сходства Чекановского (Czekanowski, 1909)

$$I_{cz} = \sum_i^S \min \left(\frac{a_{i,j}}{A_j}, \frac{a_{i,k}}{A_k} \right),$$

где I_{cz} – индекс процентного сходства Я. Чекановского, S – общее число видов, A – суммарное обилие видов в j -том и k -том описаниях, a_i – обилие i -того вида.

Сингулярный спектральный анализ был использован в оригинальном варианте, предложенном Дж. Колбруком и названным им *eigenvector filtering*, или, в русском переводе, – *компонентной фильтрацией* (Colebrook, 1978; Ibanez, Dauvin, 1988; Наумов и др., 2009; Халаман, Наумов, 2009). Метод детально описан ранее (Ibanez, Dauvin, 1988; Наумов, 2006).

Для выявления квазициклических процессов были построены динамические фазовые портреты межгодовых изменений различных характеристик донных сообществ. Для этого строились графики зависимости дифференцированных временных рядов от исходных рядов данных (обоснование метода и литературу вопроса см. Терещенко, 2009). Дифференцирование проводилось представлением исходного ряда в конечных разностях.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Списки таксонов по станциям со средней биомассой за весь период наблюдений приведены в табл. 1.

Число таксонов, встреченных на каждой станции в разные годы, приведено в табл. 2, средняя годовая биомасса – в табл. 3. Как видно, максимальное число видов и наибольшая биомасса обнаружены на контрольной станции № 4, наименьшие значения этих показателей – в устье ручья, вытекающего из очистных сооружений на станции № 5. Можно полагать, что это связано с различиями в средней солёности поверхностного слоя вод. Данное предположение подкрепляется и различиями в видовом составе литоральных организмов на названных точках: из табл. 1 следует, что на станции № 5 видовой состав достаточно характерен

для опресненных участков беломорской литорали. Такими признаками можно считать слабое развитие фукоидов, высокую биомассу *Ulva intestinalis* Linnaeus 1753, отсутствие *Arenicola marina* (Linnaeus 1758), а также *Semibalanus balanoides* (Linnaeus 1767) и т.п.

Проведенный кластерный анализ (рис. 3) довольно четко разделяет исследованные сообщества на три группы. В первую из них входят станции № 2 и 3, к которым примыкает контрольная станция № 4. Все они расположены либо близко ко входу в Оленью салму, либо за ее пределами. Вторую группу составляют станции № 1 и 6, несмотря на то, что на последней вследствие перманентного, хотя и несильного (до 2011 г.), но заметного нефтяного загрязнения биомасса бентоса была существенно ниже, чем на других исследованных точках (табл. 3). Загрязнение обнаруживалось даже визуально по характерному бурому налету на камнях, небольшим пятнам нефтяной пленки на поверхности воды и запаху нефти грунта под наилком. Обе станции расположены в центральной части Оленьей салмы.

Станция № 5 отличается от всех остальных за счет опресненности, о чем было сказано выше.

Расчет разности олигомиксности по всем станциям для каждого года наблюдений приведен в табл. 4. Как следует из этой таблицы, статистически достоверно отличающимися от нуля (ноль означает состояние сообщества, промежуточное между стабильным и нарушенным) оказываются только высокие положительные значения названного показателя. Это не удивительно. Биомасса и плотность поселения отдельных видов в сообществе могут различаться на несколько порядков, что приводит к огромным дисперсиям соответствующих рядов. Для выравнивая этой дисперсии имеет смысл воспользоваться логарифмированными данными (табл. 5). Авторам неизвестны работы, в которых для построения ABC диаграмм вычисленная разность выравниваемости были бы использованы трансформированные ряды. Оба эти метода, также как и разность олигомиксности, основаны на гипотезе преобладания K -отбора в стабильных и r -отбора в нарушенных сообществах. Все три анализа дают сходные результаты, однако разность олигомиксности позволяет легко оценить статистическую погрешность. Интересно сравнить результаты, полученные на исходных и трансформированных рядах, поскольку последние позволяют получать оценку на рядах со сниженной дисперсией, что повышает достоверность различий между сравниваемыми сообществами.

В первую очередь отметим, что средняя разность олигомиксности по исходным данным составляет $25.31 \pm 3.11\%$, а по логарифмированным –

Таблица 1. Список видов, обнаруженных за весь период наблюдений, по станциям

Таксон	Станции №					
	1	2	3	4	5	6
Phaeophyta						
<i>Ascophyllum nodosum</i>	4341.092±860.239	5399.608±1252.914	4253.720±657.515	2293.154±604.627		150.673±75.052
<i>Chaetopteris plumosa</i>	0.003±0.003	1.014±0.571		0.817±0.335		0.001±0.001
<i>Chorda filum</i>				2.170±1.593		
<i>Chordaria flagelliformis</i>				1.891±1.138		
<i>Desmarestia aculeata</i>		0.320±0.320		10.633±10.614		
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	6.164±3.490	2.955±2.955		89.498±63.120		
<i>Dictyosiphon</i> sp.	0.039±0.027	0.039±0.039	0.398±0.396	8.048±4.509		0.421±0.399
<i>Ectocarpus</i> sp.	0.536±0.403	0.064±0.064	0.521±0.513	2.758±1.691	8.457±6.919	0.957±0.625
<i>Elachista fucicola</i>	4.200±3.109		0.001±0.001	1.795±0.691		0.015±0.008
<i>Fucus distichus</i>			89.540±50.274			
<i>Fucus serratus</i>			18.396±18.396	76.743±76.743		47.396±27.917
<i>Fucus vesiculosus</i>	3923.975±545.874	1381.157±288.683	2374.932±473.233	4930.215±1447.719	65.263±36.229	1065.674±601.705
<i>Mesogloia vermiculata</i>				0.002±0.002		
<i>Pylaiella littoralis</i>				0.090±0.089		
<i>Petalonia fascia</i>	0.052±0.052					
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	0.163±0.163	0.391±0.371				
<i>Stictyosiphon</i> sp.	0.057±0.053	0.345±0.292	0.210±0.210	1.065±0.958		0.087±0.075
Rhodophyta						
<i>Ahnfeltia plicata</i>		0.015±0.015		1.552±1.093		
<i>Ceramium</i> sp.				1.084±0.942		
<i>Cystoclonium purpureum</i>				1.308±0.954		
<i>Devaleraea ramentacea</i>				0.050±0.050		
<i>Ilea zostericola</i>				0.021±0.021		
<i>Coccolytus brodiei</i>				1.836±1.813		

<i>Odonthalia dentata</i>					0.046±0.046	
<i>Palmaria palmata</i>	0.181±0.130				0.023±0.023	
<i>Polysiphonia nigrescens</i>					0.215±0.215	
<i>Polysiphonia</i> sp.	0.190±0.181	0.197±0.197			0.370±0.274	
<i>Stictyosiphon</i> sp.	0.345±0.292	0.210±0.210			1.065±0.958	0.087±0.075
<i>Polysiphonia urceolata</i>					0.037±0.030	
Chlorophyta						
<i>Acrosiphonia</i> sp.					1.320±1.320	
<i>Chaetomorpha</i> sp.	3.851±3.826	0.197±0.197			0.264±0.185	0.001±0.001
<i>Cladophora rupestris</i>	0.068±0.068				44.193±38.524	0.003±0.003
<i>Cladophora sericea</i>	145.001±44.267	9.282±3.701			319.315±78.844	8.451±5.188
<i>Monostroma grivellei</i>					0.022±0.022	
<i>Rhizoclonium riparium</i>		0.202±0.197			0.015±0.015	
<i>Spongomorpha</i> sp.	1.441±1.441				1.612±1.202	
<i>Ulva intestinalis</i>	1.378±1.378	0.119±0.086			3.310±1.698	0.520±0.271
Angiospermae						
<i>Ruppia maritima</i>	11.229±5.959	0.415±0.406				
<i>Zostera marina</i>	2.077±1.857	12.354±9.424			4.457±4.433	10.652±10.652
Hydrozoa						
<i>Clava multicornis</i>					0.002±0.002	
<i>Dynamena pumila</i>					0.032±0.032	
Anthozoa						
<i>Bunodactis stella</i>					1.110±0.618	
Plathelminthes						
<i>Procerodes solowetziana</i>					0.109±0.058	
Nemertini						
<i>Lineus</i> sp.					0.710±0.459	
Nemertini indet.		0.033±0.033			5.028±1.433	
						0.032±0.032

Таблица 1 (окончание)

Таксон	Станции №					
	1	2	3	4	5	6
Priapulida						
<i>Halicryptus spinulosus</i>		4.275±2.609	0.314±0.314	2.533±1.599		
Polychaeta						
<i>Alitta virens</i>	1.061±0.731	8.942±4.927	0.819±0.571			
<i>Arenicola marina</i>	0.004±0.003	0.095±0.095	0.001±0.001	0.027±0.012	0.004±0.004	
<i>Capitella capitata</i>	0.021±0.014	0.318±0.107	0.186±0.058	0.013±0.011	0.058±0.041	
<i>Eteone longa</i>	0.006±0.005	0.054±0.025	0.016±0.007	0.086±0.067		0.026±0.019
<i>Marysianka aestuarina</i>		0.005±0.003				
<i>Phyllodoce maculata</i>			0.009±0.009	0.024±0.024		
<i>Polydora quadrilobata</i>		0.005±0.005	0.004±0.004	1.495±1.375		
<i>Pholoe minuta</i>				0.003±0.003		
<i>Pygospio elegans</i>	0.013±0.010	0.220±0.064	0.146±0.049	0.510±0.126	0.029±0.029	
<i>Scoloplos armiger</i>	0.002±0.002			0.151±0.093		
<i>Spio theeli</i>	0.006±0.005		0.021±0.021			
Oligochaeta						
<i>Clitellio arenarius</i>		0.002±0.002		0.013±0.008	0.531±0.531	
<i>Enchytraeidae indet.</i>				0.650±0.419		
<i>Limnodrilus</i> sp.		0.016±0.011		0.004±0.003	0.007±0.007	
<i>Oligochaeta indet.</i>		0.055±0.044		0.844±0.687	0.433±0.291	0.066±0.061
<i>Paranais litoralis</i>		0.001±0.001		0.002±0.002		
<i>Tubifex costatus</i>	0.750±0.385	0.035±0.020	0.033±0.015	0.713±0.385	0.197±0.099	0.001±0.001
<i>Tubificoides benedeni</i>	0.058±0.023	1.674±0.566	1.920±0.437	9.984±2.328	0.015±0.015	0.169±0.148
Cirripedia						
<i>Semibalanus balanoides</i>	0.812±0.658			0.047±0.028		
Isopoda						

<i>Jaera albifrons</i>	0.430±0.093	2.148±0.443	2.938±0.797	0.306±0.099	0.018±0.011	0.036±0.016
Gammaoidea						
<i>Gammarus</i> sp.	5.470±1.447	7.220±1.375	11.040±2.001 0.005±0.005	5.210±2.452	0.708±0.288	0.737±0.331
<i>Monoculodes simplex</i>						
<i>Orchomenella minuta</i>			0.022±0.022		0.073±0.050	
<i>Pontoporeia affinis</i>						
Insecta						
<i>Chironomus salinarius</i>		0.039±0.018	0.001±0.001	0.002±0.002		
<i>Halocladius vitripennis</i>	0.084±0.037	0.143±0.065	0.008±0.007	1.763±0.900	0.041±0.023	0.051±0.030
Gastropoda						
<i>Amauropsis islandica</i>				6.533±5.204		
<i>Hydrobia ulvae</i>	5.923±2.058	62.372±10.111	55.164±10.569 0.009±0.009	60.718±8.742	13.806±5.411	0.846±0.494
<i>Hydrobia ventrosa</i>						
Littorina littorea	0.638±0.638	0.330±0.330		3.549±3.549		
<i>Littorina obtusata</i>	10.590±7.519	1.018±0.786	2.120±1.258	106.167±23.269	0.104±0.104	
<i>Littorina saxatilis</i>	61.199±6.155	48.133±8.142	41.527±6.881	82.580±15.781 0.091±0.062	3.916±2.099	6.345±2.751
<i>Littorina</i> sp. juv.						
Bivalvia						
<i>Macoma balthica</i>	69.210±12.554	178.653±30.389	127.934±18.899	113.318±14.084 0.001±0.001	173.818±35.742	34.615±18.587
<i>Musculus</i> sp. juv.	0.001±0.001		8.821±5.227		0.342±0.342	
<i>Mytilus edulis</i>	573.098±82.619	540.851±152.450	695.965±158.275	3631.654±585.423	44.049±43.168	323.213±218.170
Bryozoa						
<i>Electra crustulenta</i>		0.009±0.009				
Asteroidea						
<i>Asterias rubens</i>				0.079±0.057		

Примечание. Приведены усредненные биомассы со статистической погрешностью, г/м².

Таблица 2. Число видов, встреченных на акватории ООО “Морской специализированный порт Витино” и ЗАО “Беломорская нефтебаза” в 2003–2015 гг.

Дата	Станции, №					
	1	2	3	4	5	6
01.08.2003	12	20	18	22	–	–
30.07.2004	11	9		20	–	–
09.08.2005	11	15	13	17	–	–
14.08.2006	17	16	22	20	–	–
13.08.2007	13	15	16	30	–	–
25.07.2008	10	21	12	25	16	–
24.07.2009			18	40	8	13
20.07.2010	13	19	15	27	6	19
20.07.2011	15	26	20	30	3	6
22.07.2012	15	19	15	28	7	11
22.07.2013	11	–	13	29	10	9
29.07.2014	–	–	–	24	–	–
28.07.2015	–	–	–	38	–	–
Всего за период наблюдений	32	42	40	68	23	25
Среднее	12.8±0.7	17.8±1.6	16.2±1.0	26.9±1.9	8.3±1.8	11.6±2.2

Примечание. Здесь и далее в аналогичных таблицах: прочерк – работы не проводились.

Таблица 3. Средняя биомасса (г/м²) литоральных сообществ, встреченных на акватории ООО “Морской специализированный порт Витино” и ЗАО “Беломорская нефтебаза” в 2003–2015 гг.

Дата	Станции №					
	1	2	3	4	5	6
01.08.2003	9811.77±2354.82	1522.35±365.36	6411.47±1538.75	10808.12±2593.95	–	–
30.07.2004	5751.50±471.00	2196.00±1034.00	–	9473.00±4884.00	–	–
09.08.2005	10276.00±825.00	2893.00±148.00	8077.00±1243.00	15000.00±1841.00	–	–
14.08.2006	7053.00±1912.00	6140.00±3490.00	9976.00±1932.00	6703.00±2333.00	–	–
13.08.2007	12618.78±2133.00	10545.20±2672.00	11321.38±1758.00	17189.18±3081.00	–	–
25.07.2008	6276.86±890.14	3035.59±155.00	2162.54±504.86	6283.37±873.17	816.36±77.77	–
24.07.2009	–	–	9459.99±1556.60	9463.85±2369.69	286.65±48.02	1572.47±988.76
20.07.2010	7125.46±384.87	14653.44±714.94	11161.92±572.07	13374.03±342.29	446.62±50.47	6192.88±274.86
20.07.2011	7941.34±499.94	19344.26±544.44	7572.81±223.10	11809.08±237.77	102.88±33.73	174.33±13.85
22.07.2012	10937.64±501.12	10507.68±467.63	7907.72±318.17	29018.85±672.73	388.79±35.21	9.42±0.56
22.07.2013	12895.49±1109.55	–	3189.07±145.58	9087.40±173.80	193.11±12.77	115.82±7.12
29.07.2014	–	–	–	3559.69±939.826	–	–
28.07.2015	–	–	–	13419.59±1209.06	–	–
Среднее	9068.78±820.96	7870.84±2093.01	7723.99±978.92	11937.63±1761.69	372.40±102.47	1612.98±1180.25

Таблица 4. Разность олигомиксности зообентоса (%), вычисленная на основе исходных данных, на акватории ООО “Морской специализированный порт Витино” и ЗАО “Беломорская нефтебаза” в 2003–2015 гг.

Дата	Станции №					
	1	2	3	4	5	6
01.08.2003	5.21±23.21	8.78±16.91	13.49±15.51	35.90±18.17	—	—
30.07.2004	3.44±24.18	−2.17±21.80	—	1.73±23.05	—	—
09.08.2005	*44.35±19.24	−10.61±17.09	21.15±13.32	20.05±22.21	—	—
14.08.2006	21.55±18.24	*42.11±18.83	*46.81±16.87	15.58±23.29	—	—
13.08.2007	*47.99±19.71	5.94±14.94	40.09±19.67	40.23±17.92	—	—
25.07.2008	16.28±14.78	7.01±10.34	−2.78±18.31	10.13±12.24	28.05±18.33	—
24.07.2009	—	—	33.87±16.76	32.23±16.08	51.60±28.02	*48.40±20.88
20.07.2010	*56.05±20.47	*38.60±14.61	*47.26±19.11	*45.29±17.71	59.35±33.56	*50.79±21.55
20.07.2011	11.63±26.33	−11.52±23.26	14.80±16.37	*48.21±16.11	1.43±1.76	0.68±0.89
22.07.2012	*42.35±19.99	26.21±16.64	28.07±16.87	*41.50±16.24	26.00±27.69	78.93±49.42
22.07.2013	39.21±19.51	—	−38.08±20.47	10.51±13.18	1.90±28.01	14.69±53.55
29.07.2014	—	—	—	*63.45±17.28	—	—
28.07.2015	—	—	—	17.85±22.99	—	—

Примечание. Здесь и далее: значения, достоверно отличающиеся от нуля, отмечены знаком “*”.

25.61 ± 1.24%. Это различие статистически незначимо, что говорит о том, что в среднем оба подхода позволяют получить аналогичные результаты.

В то же время после выравнивания дисперсии видовых биомасс в сообществе логарифмированием, статистическая погрешность в целом снижается, что приводит к повышению числа достоверных результатов. Из табл. 5 следует, что почти все из них статистически отличны от промежуточного состояния (выражаемого нулевой разностью олигомиксности), причем отрицательные значения (немногочисленные и статистически незначимые), полученные в ходе обработки нетрансформированных данных, вообще не обнаруживаются. Это последнее обстоятельство вызывает удивление: в рассматриваемом материале представлены сообщества, не просто нарушенные нефтяным загрязнением, но практически им уничтоженные. Именно в таких случаях разность олигомиксности оказывается не только положительной, но и очень высокой (см. в табл. 4 и 5 значения этого показателя за 2012 и 2013 гг.). Это, по-видимому, можно объяснить тем, что при сильном воздействии нефтеорганики мелкие организмы погибают раньше крупных, что и приводит к высоким значениям индекса. Такое поведение показателей размерной структуры рассмотрено, в частности, в работе Азовского (2015). Если это так, то методы анализа, основанные на гипотезе смены *K*-отбора на *r*-отбор как следствия антропогенного воздействия, по крайней мере для литоральных экосистем, работают ненадежно и должны быть проверены другими способами.

С этой целью был использован дисперсионный анализ.

Очевидно, что чем стабильнее биомасса сообщества в разные годы, тем ниже ее межгодовая дисперсия. Отсюда нулевая гипотеза в этом случае гласит, что биомасса год от году не меняется.

С другой стороны, межвидовая дисперсия тем выше, чем более структурировано сообщество, следовательно, в этом случае нулевая гипотеза сводится к утверждению, что сообщество не структурировано и биомассы всех видов одинаковы.

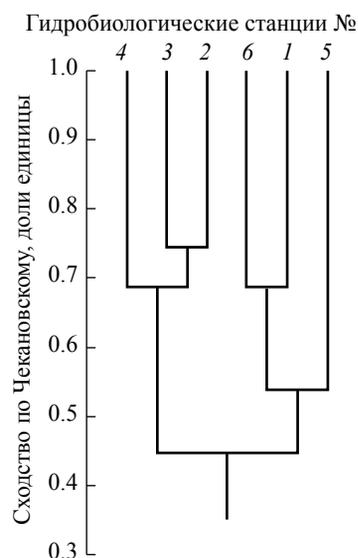


Рис. 3. Кладограмма сходства исследованных сообществ на выбранных точках. Вверху — гидробиологические станции.

Таблица 5. Разность олигомиксности зообентоса (%), вычисленная на основе логарифмированных данных, на акватории ООО “Морской специализированный порт Витино” и ЗАО “Беломорская нефтебаза” в 2003–2015 гг.

Дата	Станции №					
	1	2	3	4	5	6
01.08.2003	*24.93±8.59	*25.91±5.93	*23.59±6.09	*21.99±4.75	—	—
30.07.2004	*27.30±10.12	*28.25±9.83	—	*24.35±5.50	—	—
09.08.2005	*25.76±8.12	*22.01±5.78	*21.64±6.14	*17.23±5.35	—	—
14.08.2006	*26.34±7.02	*28.39±7.59	*23.81±5.10	*26.78±6.83	—	—
13.08.2007	*24.30±6.85	*22.22±6.31	*24.30±6.86	*21.55±4.69	—	—
25.07.2008	*24.03±8.37	*21.56±4.65	*25.31±7.65	*22.70±4.82	*27.69±7.06	—
24.07.2009	—	—	*22.28±6.29	*19.94±3.93	*38.28±14.15	*33.83±10.28
20.07.2010	*24.16±7.22	*27.15±6.71	*28.69±8.40	*23.17±4.90	*44.10±20.71	*40.94±11.40
20.07.2011	*27.19±9.18	*22.92±6.30	*25.66±7.32	*22.83±4.57	0.62±0.54	0.80±0.58
22.07.2012	*24.64±6.94	*21.37±6.07	*16.77±4.76	*21.65±5.37	29.55±14.41	48.17±48.51
22.07.2013	*29.35±9.30	—	*15.01±5.14	*22.97±4.72	*31.44±11.71	58.62±45.51
29.07.2014	—	—	—	*23.14±4.93	—	—
28.07.2015	—	—	—	*30.00±7.34	—	—

Все расчеты были проведены в трех вариантах: для всего сообщества целиком, а также и для зоо- и фитобентоса по отдельности. Результаты представлены в табл. 6.

Как видно, в случае изучения межгодового варьирования нулевую гипотезу удастся отвергнуть только для фитобентоса на станции № 5, хотя и в этом случае доля объясненной дисперсии остается достаточно низкой.

Таким образом, даже для самой загрязненной станции № 6, где за время исследований произошли весьма существенные изменения, использование

дисперсионного анализа не позволяет выявить нарушений, и по его результатам сообщество неотличимо от стабильного.

Между тем биомасса сообщества на точке № 6 с 2009 по 2010 годы заметно возросла за счет обычной для литорали бурой водоросли *Fucus vesiculosus*, а в 2011 г. из-за аварийного разлива — катастрофически снизилась и до времени окончания наблюдений статистически не отличалась от нуля.

Следовательно, и этот метод не дает однозначного ответа на поставленный вопрос.

Таблица 6. Доли объясненной дисперсии биомассы, %, литоральных сообществ и ее статистическая погрешность на акватории ООО “Морской специализированный порт Витино” и ЗАО “Беломорская нефтебаза” в 2003–2015 гг. за весь период наблюдений

Тип дисперсионного комплекса	Станции №					
	1	2	3	4	5	6
	Межгодовая дисперсия (уровень нестабильности во времени)					
Все сообщество	0.35±2.50	1.51±2.75	0.63±2.49	0.90±1.35	3.37±3.53	4.80±3.07
Зообентос	0.84±2.49	2.96±2.70	1.73±2.46	2.01±1.33	1.96±3.58	11.45±2.86
Фитобентос	2.00±2.46	3.17±2.70	1.45±2.47	2.28±1.33	*13.37±3.16	10.04±2.90
	Межвидовая дисперсия (уровень структурированности сообщества)					
Все сообщество	*67.63±2.23	*36.06±5.35	*70.04±2.25	*45.47±2.28	*44.03±6.94	*20.36±7.71
Зообентос	*89.89±0.70	*48.98±4.27	*64.50±2.67	*40.14±2.51	*60.46±4.91	*33.25±6.46
Фитобентос	*64.42±0.89	*35.51±3.60	*71.18±1.26	*54.26±1.50	*17.99±2.39	*19.98±7.10

Вторая причина, по которой результаты подобных мониторинговых наблюдений могут оказаться ошибочными, заключается в том, что литоральные бентосные организмы в большинстве случаев распределяются агрегировано, причем размеры агрегаций разных видов отличаются друг от друга (Чертопруд, Азовский, 2000; Azovsky et al., 2000). Это приводит к настолько большим погрешностям исследуемых параметров, что в большинстве случаев все получаемые различия оказываются статистически недостоверными. Из этого следует, что на каждой станции нужно брать такое количество повторностей, которое при усреднении данных нивелировало бы мозаичное распределение отдельных видов. На имеющемся материале трудно сделать разумные предположения о том, какое количество повторностей позволит получить надежный результат. Ясно одно: трех проб на одной литоральной станции для этого недостаточно.

Еще одна сложность заключается в том, что на всех точках, кроме 5 и 6, где ряды слишком коротки, отмечены квазициклические процессы (рис. 4). Помимо того, что в разные годы мы обнаруживаем в таких случаях от года к году меняющуюся общую биомассу, что отчетливо видно на упомянутом рисунке, это приводит и к циклическим изменениям показателей стабильности всего сообщества (о чем см. ниже).

Единственная точка, где нет пропусков в наблюдениях, — станция № 4. Это позволяет связать разность олигомиксности с динамикой плотного поселения мидий (рис. 5).

Как хорошо заметно на рис. 5А, квазициклические колебания на этой точке характерны и для разности олигомиксности, и для плотности поселения и биомассы *Mytilus edulis* Linnaeus 1758, и для средней массы экземпляров этого вида. Разложение соответствующих рядов на временные переменные с помощью компонентной фильтрации выявляет в динамике показателя стабильности несколько криволинейных трендов. Из них статистически достоверными оказываются два: главный тренд и квазицикл продолжительностью приблизительно в 4 года (рис. 5В). Остальные статистически незначимы и должны рассматриваться как белый шум, т.е. являются стохастическими составляющими. Главный тренд отражает цикличность большой продолжительности, порядка 20–25 лет, что заметно превышает время проведения наблюдений, поэтому делать о нем сколько-нибудь надежные выводы невозможно. Для внимательного рассмотрения остается только 4-летняя квазициклическая составляющая всех упомянутых процессов (рис. 6).

Поскольку по оси абсцисс отложены временные ряды биомасс, а по оси ординат — аналоги их первой производной (скорости изменений системы $\Delta B/\Delta t$, где B — биомасса, а t — время с шагом в 1 год), каждое очередное смещение образующей точки на графиках

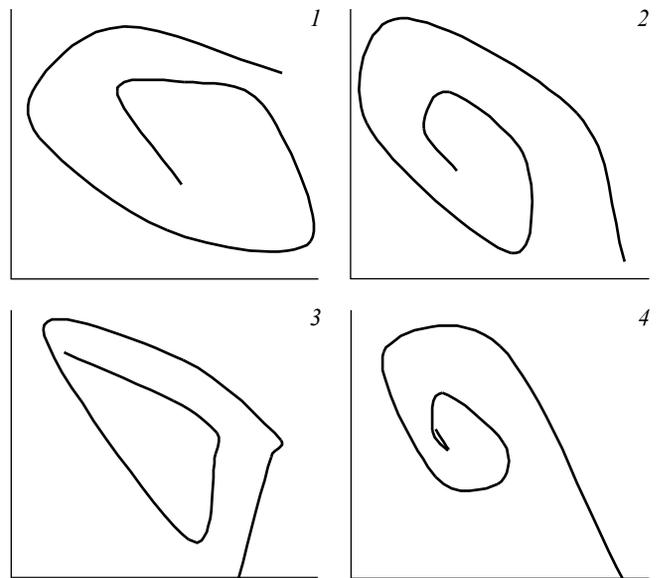


Рис. 4. Динамические фазовые портреты квазициклических колебаний биомассы изученных литоральных сообществ, выявленных компонентой фильтрацией. 1–4 — номера станций.

По осям абсцисс — выявленные временные переменные; по осям ординат — они же, представленные в конечных разностях. Размерность шкал в условных единицах (объяснения в тексте).

отражает результаты проходящих за год квазициклических процессов. Хорошо видно, что во всех четырех случаях траектория образующей точки описывает спиралеобразные витки в окрестности некоего эллипса, периодически то приближаясь к нему, то отдаляясь от него. Такого типа динамика характерна для автоколебательных систем (Андронов и др., 1981), каковой является, в том числе, мидиевое поселение (объяснение см. ниже). Траектория системы колеблется в пределах определенной области и периодически меняет направление, испытывая при этом смену устойчивых и неустойчивых состояний, но при этом не отдаляется от эллипса, обозначающего предельный цикл, настолько далеко, чтобы перейти в качественно иное состояние. Таким образом, система мидиевой банки сама по себе нестабильна, поскольку постоянно изменяется, но при этом устойчива во времени.

Очевидно, что автоколебания системы задаются особенностями многолетней динамики обилия мидии. Есть достаточно веские основания считать, что в плотном поселении этого вида зрелые моллюски подавляют оседание спата (Луканин и др., 1986, 1986а; Луканин, 1990; Наумов, 2006), в результате чего мидии в нем бывают представлены в основном одной или несколькими близкими по возрасту когортами. Когда они начинают стареть и вымирать, возникают условия для пополнения поселения молодью. В результате динамика плотности поселения оказывается

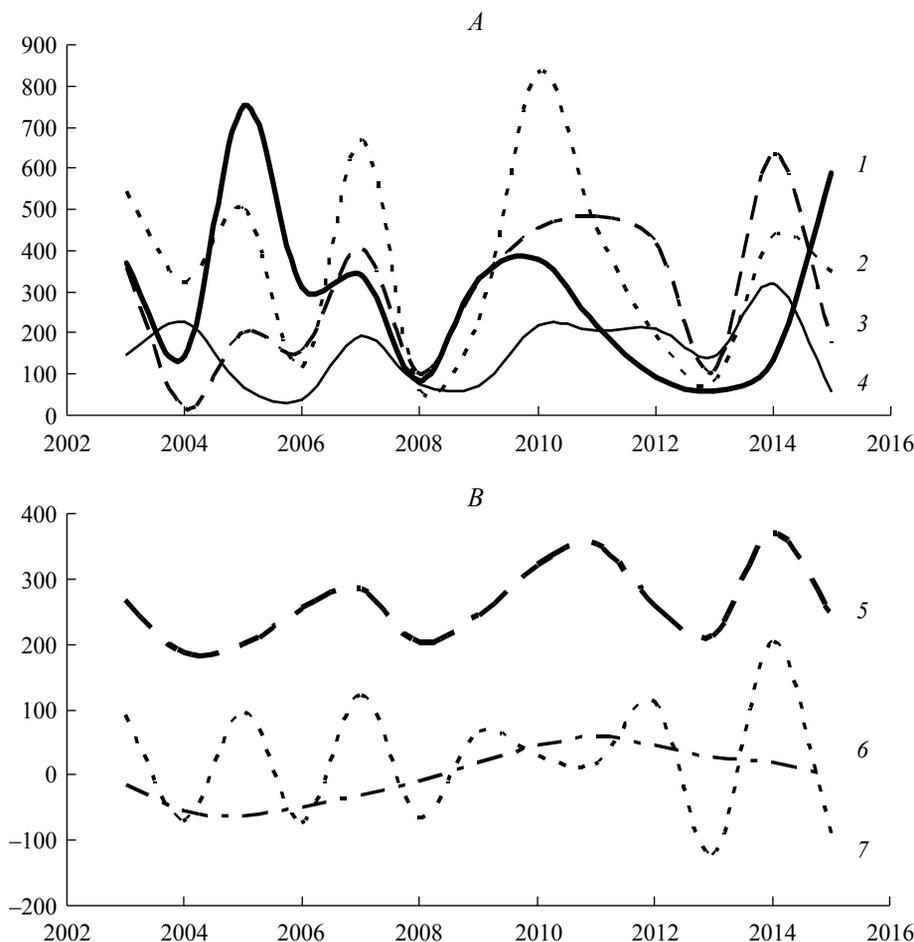


Рис. 5. Динамика литорального поселения *Mytilus edulis* и разности олигомиксности зообентоса на станции № 4 (внешняя акватория порта).

A – исходные данные. По оси абсцисс – время годы; по ординат: 1 – плотность поселения, экз./м²; 2 – биомасса, г/м²; 3 – разность олигомиксности, %; 4 – средний вес одного экземпляра, г. Данные приведены к сравнимому масштабу, поэтому оцифровка оси ординат носит условный характер. Для облегчения восприятия графика статистические погрешности не приведены.

B – криволинейные тренды разности олигомиксности, выделенные при помощи компонентной фильтрации. По оси абсцисс – время, годы; по оси ординат – разность олигомиксности (тренды приведены в отклонениях от предыдущей оси максимального варьирования). 5 – 4-летний квазицикл; 6 – долговременный квазицикл (более 20 лет); 7 – 2-летний квазицикл, представляющий собой, скорее всего, стохастическую составляющую, поскольку объясняемая им доля дисперсии низка и не достоверна.

смещенной по фазе относительно динамики биомассы, а динамика средней массы одного экземпляра – смещенной по фазе относительно их обеих характеристик (рис. 5А). Поскольку зрелая популяция мидий по биомассе на порядки превышает весь остальной зообентос вместе взятый, именно мидия регулирует значение разности олигомиксности в сообществе. Отсюда следует, что этот показатель в подобных биоценозах должен иметь четко выраженную квазициклическую, что мы и наблюдаем на самом деле (рис. 6D).

Итак, мидиевое поселение на рассматриваемой станции (рис. 6А–6С) подвержено обычной квазициклической (Луканин и др., 1986, 1986а; Наумов, 2006),

а поэтому в силу своей высокой биомассы во многом определяет структуру всего сообщества и заметно влияет на разность олигомиксности. Следовательно, разовая экспертная оценка мало что дает для оценки состояния такой литоральной экосистемы. В самом деле, в одной из фаз цикла эксперт сочтет сообщество благополучным и не подверженным антропогенному воздействию, а через пару лет во время другой фазы – наоборот. Этот вывод относится к любым известным методам экспертной оценки, основанным на определении состояния сообщества по смещению отбора в *K*- или *r*-направлении.

Ранее было показано, что именно квазициклическая динамика плотного мидиевого поселения

привела в 1990 г. к массовому выбросу морских звезд на Летнем берегу Двинского залива (Наумов, 2011). Проведение лишь единичных наблюдений и игнорирование присущей изучавшейся тогда экосистеме цикличности привела ко множеству ошибок.

Из сказанного следует, что для надежной оценки степени антропогенного воздействия на подобные литоральные экосистемы нужно знать фазу цикла поселения мидий (или вообще, наличествующего вида-эдификатора), что невозможно без проведения длительных регулярных мониторинговых наблюдений, при этом продолжительность ожидаемых квазициклов такова, что вразумительный ответ можно получить лишь через 10–15 лет работы. Продолжая мониторинг далее, можно выявлять и смену тенденций развития системы с помощью построения динамических фазовых портретов.

Следует также помнить, что, как было показано выше, в условиях несильного хронического загрязнения могут развиваться вполне стабильные, хотя и нехарактерные для здоровых биотопов сообщества. В то же время наличие закономерной цикличности развития вполне благополучного (с точки зрения воздействия антропогенного пресса) биоценоза за счет интенсивно протекающих сукцессионных процессов приводит к заметной его нестабильности, что выражается в искажении хода k -доминантных кривых и низких значений разности олигомиксности в некоторых фазах квазицикла. Все это создает дополнительные сложности при анализе антропогенного пресса на морскую биоту. Не исключено, что наличие цикличности может влиять на оценку состояния сообщества при использовании и других подходов к проблеме.

В итоге на современном уровне анализа нарушений морских литоральных донных сообществ, по крайней мере в случае сообществ, встреченных на акватории морского специализированного порта Витино, визуальная оценка оказывается надежнее аналитической.

ВЫВОДЫ

1. Литоральные сообщества на акватории порта Витино обладают естественной квазициклической динамикой. В период нашего исследования они мало зависели (или совсем не зависели) от деятельности порта и нефтебазы. Исключение — литоральное население на станции № 6, которое подвергалось непосредственному влиянию нефтеорганики при аварийных разливах, однако применявшимися математическими методами показать это не удалось.

2. Методы, которые разработаны для биоиндикации загрязнения и основаны на сравнении выравненности биомасс и плотностей поселения видов в сообществе (Warwick, 1986; Warwick et al.,

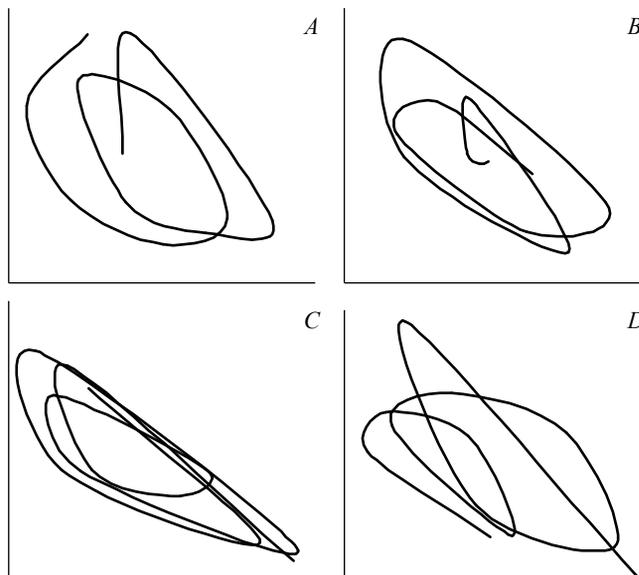


Рис. 6. Динамические фазовые портреты 4-летних квазициклов для различных характеристик мидиевого поселения на станции № 4.

A — плотность поселения, экз./м²; *B* — биомасса, г/м²; *C* — средняя масса одного экземпляра, г; *D* — разность олигомиксности сообщества, %. Оси как на рис. 4.

1987; Денисенко, 2006; Naumov, 2013), следует применять с очень большой осторожностью. То же самое относится и к дисперсионному анализу.

3. Экспресс-анализ по данным единичных наблюдений на современном уровне мало что дает для биоиндикации загрязнения морских водоемов.

Для надежного решения поставленной задачи необходимо расширять круг применяемых методов и искать (или разрабатывать) другие. Один из подходов — постоянный мониторинг и обработка его данных с помощью динамических фазовых портретов. Такой мониторинг, как показывают полученные данные, должен проводиться ежегодно, причем его первые результаты могут быть получены не раньше чем пройдут, по меньшей мере, три квазицикла. Для снижения дисперсии биомассы и плотности поселения в процессе обработки полученного материала лучше пользоваться логарифмированными данными. Число необходимых повторностей на одной станции в каждом отдельном случае необходимо устанавливать опытным путем, причем трех повторностей недостаточно.

БЛАГОДАРНОСТИ

Работа выполнена по инициативе Генерального директора порта Витино В.В. Чутченко при финансовой поддержке в рамках научно-исследовательской разработки по отслеживанию экологической ситуации между ООО «Морской специализированный

порт Витино” и ЗИН РАН от 2002, 2007 и 2011 гг., а также РФФИ (15-29-02507-офи_м).

Авторы благодарят сотрудников Беломорской биостанции ЗИН РАН К.Е. Николаева, М.В. Фокина и В.В. Халамана, а также студентов Санкт-Петербургского государственного университета за помощь в сборе материала, А.И. Азовского (МГУ) и В.О. Мокиевского (ИО РАН им. П.П. Ширшова) за конструктивную дискуссию и полезные замечания.

Работы на станции № 3, находящейся на территории Кандалакшского государственного природного заповедника, проводились при содействии и с разрешения последнего на основании Договоров о научном сотрудничестве, в связи с чем авторы благодарят его администрацию и лично А.С. Корякина за предоставленную возможность проведения исследований на заповедной территории.

Работы на контрольной точке № 4 велись при активном участии юннатов Лаборатории экологии морского бентоса (гидробиологии) Санкт-Петербургского дворца творчества юных в ходе ежегодных Беломорских экспедиций, за что выражаем им свою признательность.

Авторы благодарят также анонимных рецензентов, давших ряд полезных советов.

Отдельная благодарность экипажу судна “Профессор Владимир Кузнецов” во главе с его капитанами Я.Е. Стельмахом и С.В. Моховым.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Азовский А.И.*, 2015. Применение ABC-метода (Abundance/Biomass Comparison) для оценки состояния биологических сообществ (обзор) // Труды международной научно-практ. конф. “Влияние водных ресурсов на развитие экосистем”. Караганда, 16 сентября 2015 г. Караганда: Изд. КарГТУ. С. 6–16.
- Андронов А.А., Витт А.А., Хайкин С.Э.*, 1981. Теория колебаний. М.: Наука. 918 с.
- Денисенко С.Г.*, 2006. Информационная мера Шеннона и ее применение в оценках биоразнообразия (на примере морского бентоса). // Сиренко Б.И., Василенко С.В. (ред.) Морские беспозвоночные Арктики, Антарктики и Субантарктики. Исследования фауны морей. Т. 56 (64). СПб. С. 35–46.
- Корякин А.С., Юрченко С.В.*, 2007. Сбросы загрязняющих веществ Беломорской нефтебазой в Кандалакшский залив в 2004–2006 гг. // В.Я. Бергер, А.Д. Наумов (ред.) Экологические исследования беломорских организмов. Материалы 2-й Международной конф. СПб. С. 59–60.
- Корякин А.С., Юрченко С.В.*, 2011. Аварийные разливы нефтепродуктов в Кандалакшском заливе // А.С. Корякин (ред.). Летопись природы Кандалакшского заповедника за 2010 год (ежегодный отчет). Кн. 56. Т. 1. Кандалакша. С. 92–107.
- Корякин А.С., Юрченко С.В.*, 2012. Аварийные разливы нефтепродуктов в Кандалакшском заливе Белого моря // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения. Материалы IV Всероссийской науч. конф. с международным участием. Ч. 2. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН. С. 117–121.
- Лакин Г.Ф.*, 1980. Биометрия. М.: Высшая школа. 291 с.
- Луканин В.В.*, 1990. Сезонные и многолетние изменения размерной структуры мидиевых популяций в Белом море // Вид в ареале. Биология, экология и продуктивность водных беспозвоночных. Минск. С. 189–193.
- Луканин В.В., Наумов А.Д., Федяков В.В.*, 1986. Динамика размерной структуры поселения беломорских мидий (*Mytilus edulis* L.) // Доклады Академии Наук СССР. Т. 287. № 5. С. 1274–1277.
- Луканин В.В., Наумов А.Д., Федяков В.В.*, 1986а. Цикличность развития поселений *Mytilus edulis* (L.) в Белом море // Федяков В.В., Луканин В.В. (ред.). Экологические исследования донных организмов Белого моря. Л. С. 50–63.
- Луканин В.В., Наумов А.Д., Федяков В.В.*, 1989. Многолетние структурные и функциональные изменения одного из эстуарных поселений мидии в Белом море // Журнал общей биологии Т. 50. № 3. С. 366–371.
- Луканин В.В., Наумов А.Д., Федяков В.В.*, 1990. Поселения мидий: постоянное непостоянство // Природа. № 11. С. 56–62.
- Максимов А.А., Ермаков Л.Н.*, 1985. Циклические процессы в сообществах животных (биоритмы, сукцессии). Новосибирск: изд-во 237 с.
- Максимович Н.В., Герасимова А.В., Кунина Т.А.*, 1991. Динамика структурных характеристик литоральных поселений *Masoma bathica* L. в губе Чупа (Белое море) // Вестник ЛГУ. Сер. 3. Вып. 2 (№ 10). С. 23–31.
- Методические указания, 1995. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов ИК-фотометрическим методом. Ростов-на-Дону: Государственный комитет СССР по гидрометеорологии. Гидрохимический институт. 14 с.
- Наумов А.Д.*, 1991. К вопросу об изучении биоценозов макробентоса Белого моря. Бентос Белого моря. Популяции, биоценозы, фауна. Труды Зоологического института. Т. 233. Л., 1991. С. 127–147.
- Наумов А.Д.*, 2006. Двустворчатые моллюски Белого моря. Опыт эколого-фаунистического анализа // Исследования фауны морей. Т. 59 (67). СПб. 367 с.
- Наумов А.Д.*, 2011. Аномальный выброс морских звезд в Двинском заливе весной 1990 г. СПб. 414 с.
- Наумов А.Д., Халаман В.В., Фокин М.В.*, 2009. Многолетняя динамика обилия некоторых литоральных полихет в двух небольших губах Кандалакшского залива (Белое море) // Биология моря. Т. 35. № 5. С. 337–343.
- Ошурков В.В.*, 2000. Сукцессии и динамика эпибентосных сообществ верхней литорали бореальных вод. Владивосток. 206 с.
- Песенко Ю.А.*, 1982. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука. 288 с.

- Плохинский Н.А.*, 1970. Биометрия. М.: Изд-во МГУ. 367 с.
- Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши., 1977. Семенов А.Д. (ред.) Л.: Гидрометеоздат. 541 с.
- Терещенко В.Г.*, 2009. Изменение видового разнообразия сообществ гидробионтов как динамический процесс // Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія. Вип. 17. Т. 1. С. 217–225.
- Халаман В.В., Наумов А.Д.*, 2009. Многолетняя динамика массовых видов полихет в сообществах обрастания Белого моря // Биология моря. Т. 35. № 6. С. 410–419.
- Чертопруд М.В., Азовский А.И.*, 2000. Пространственная неоднородность макробентоса беломорской литорали в различных масштабах рассмотрения // Журнал общей биологии. 61(1). С. 47–63.
- Andrade H., Renaud P.E.*, 2011. Polychaete/amphipod ratio as an indicator of environmental impact related to offshore oil and gas production along the Norwegian continental shelf. // Marine pollution bulletin. V. 62(12). P. 2836–2844.
- Azovsky A.I., Chertoproud M.V., Kucheruk N.V., Rybnikov P.V., Sapozhnikov F.V.*, 2000. Fractal properties of spatial distribution of intertidal benthic communities // Marine Biology. 136(3). P. 581–590.
- Colebrook J.M.*, 1978. Continuous plankton records: zooplankton and environment, North-East Atlantic and North Sea 1948–1975 // Oceanologia acta. V. 1. P. 9–23.
- Czekanowski J.*, 1909., Zur differential Diagnose der Neandertalgruppe // Korrespondenzblatt der deutschen Gesellschaft für Anthropologie, Ethnologie und Urgeschichte. Bd. 40. S. 44–47.
- Ibanez F., Dauvin J.-C.*, 1988. Long-term changes (1977–1987) in a muddy fine sand *Abra alba* – *Melinna palmata* community from Western English Channel: multivariate time-series analysis // Marine Ecology Progress Series. V. 49. P. 65–81.
- Naumov A.D.*, 2013. Long-term fluctuations of soft-bottom intertidal community structure affected by ice cover at two small sea bights in the Chupa Inlet (Kandalaksha Bay) of the White Sea // Hydrobiologia. V. 706. P. 159–173.
- Pielou E.C.*, 1977. Mathematical ecology. New York: John Wiley & Sons. 385 p.
- Rosenberg D.M., Resh V.H.*, 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: Chapman & Hall. 400 p.
- Shannon C.E.*, 1948. A mathematical theory of communication. Urbana. 117 p.
- Smith V.H.*, 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem // Environmental Science and Pollution Research. V. 10(2). P. 126–139.
- Tomlinson D.L., Wilson J.G., Harris C.R., Jeffrey D.W.*, 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index // Helgoländer Meeresuntersuchungen. V. 33(1). P. 566–575.
- Warwick R.M.*, 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthos communities // Marine Biology. V. 92. P. 557–562.
- Warwick R.M., Pearson T.H., Ruswahyuni*, 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method // Marine Biology. V. 95. P. 193–200.
- Winer B.J., Brown D.R., Michels K.M.*, 1991. Statistical principles in experimental design. Third edition. New York: McGraw-Hill. 1057 p.

A DECADE OF OBSERVATIONS OF INTERTIDAL BENTHIC COMMUNITIES IN THE AREA OF VITINO SPECIALIZED MARINE PORT, NORTHERN PART OF KANDALAKSHA BAY, WHITE SEA: METHODOLOGICAL APPROACHES

A. D. Naumov, O. N. Savchenko, D. A. Aristov, K. L. Bijagov

*Zoological Institute, Russian Academy of Sciences, St Petersburg 199034, Russia
e-mail: andrewnmv@gmail.com*

Explorations of intertidal benthos in the area of Vitino Specialized Marine Port using usual hydrobiological methods have been carried out for more than ten years. Studies on the structure of intertidal communities by means of various statistics allow for a quasi-cyclic dynamics of their biomass to be revealed. The dynamics of the main features of an intertidal blue mussel bed at one of the sampling sites is demonstrated.

In addition, some analytical approaches to an expert evaluation of the state of sea floor ecosystems for anthropogenic impacts' diagnostics are critically discussed. It is shown that a nonrecurrent evaluation cannot be reliable due to permanent quasi-cyclic processes occurring in intertidal communities, whereas the evaluation methods based on shifting the natural selection pressure along the K -, r -axis may only be used with great care. To obtain a safe evaluation, long-term monitoring is required, with the number of sampling repetitions at each point to be selected so as to level aggregated distributions of individual species.

Keywords: intertidal marine benthos, long-term investigations, quasi-cyclic dynamics, White Sea, bioindication