

С.А. Патин

НЕФТЬ И ЭКОЛОГИЯ КОНТИНЕНТАЛЬНОГО ШЕЛЬФА

*ИЗДАНИЕ ВТОРОЕ
ПЕРЕРАБОТАННОЕ И ДОПОЛНЕННОЕ*

В двух томах



Том 1

**Морской нефтегазовый комплекс:
состояние, перспективы, факторы воздействия**

FEDERAL AGENCY FOR FISHERY

FEDERAL STATE BUDGETARY SCIENTIFIC INSTITUTION
«RUSSIAN FEDERAL RESEARCH INSTITUTE OF FISHERIES AND OCEANOGRAPHY»
(FSBSI «VNIRO»)

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО ПО РЫБОЛОВСТВУ

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ НАУЧНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ
«ВСЕРОССИЙСКИЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ
РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА И ОКЕАНОГРАФИИ»
(ФГБНУ «ВНИРО»)

S. A. PATIN

***OIL AND CONTINENTAL
SHELF ECOLOGY***

2ND EDITION REVISED AND EXTENDED

IN TWO VOLUMES

VOLUME 1

**OFFSHORE OIL AND GAS INDUSTRY:
ACTUAL SITUATION, PROSPECTS,
FACTORS OF IMPACT**

MOSCOW VNIRO PUBLISHING 2017

С. А. ПАТИН

**НЕФТЬ И ЭКОЛОГИЯ
КОНТИНЕНТАЛЬНОГО ШЕЛЬФА**

ВТОРОЕ ИЗДАНИЕ, ПЕРЕРАБОТАННОЕ И ДОПОЛНЕННОЕ

В ДВУХ ТОМАХ

ТОМ 1

**МОРСКОЙ НЕФТЕГАЗОВЫЙ КОМПЛЕКС:
СОСТОЯНИЕ, ПЕРСПЕКТИВЫ,
ФАКТОРЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ**

МОСКВА ИЗДАТЕЛЬСТВО ВНИРО 2017

УДК 551.351: 628.394(26): 574.5

П20

Рецензенты:

А.П. Лисицын, академик РАН (Институт океанологии РАН);

Е.А. Криксунов, член-корр. РАН (МГУ им. Ломоносова, биологический факультет);

В.В. Сапожников, академик РАН (ВНИРО)

Патин С.А.

П 20 Нефть и экология континентального шельфа: В 2-х т. 2-е изд. переработанное и дополненное.— Т. 1: Морской нефтегазовый комплекс: состояние, перспективы, факторы воздействия.— М.: Изд-во ВНИРО, 2017.— 326 с.; цветн. ил. I–XVI с.

С экологических позиций представлена детальная характеристика морского нефтегазового комплекса (МНГК) как относительно новой и динамичной отрасли современной экономики и энергетики. Основное внимание уделено анализу источников и факторов негативно-го воздействия МНГК на морские экосистемы и биоресурсы, включая геолого-геофизические изыскания, буровые и промысловые работы, строительство платформ, прокладку трубопроводов, транспортировку углеводородов, ликвидацию промыслов и др. Подробно рассмотрены экологические риски аварийных ситуаций и сопряженных с ними нефтяных разливов. На основе новейшей статистики сделаны глобальные и региональные прогнозы нефтяных разливов, в т. ч. для морей России. Впервые дана эколого-токсикологическая характеристика всех основных компонентов загрязнения морской среды на разных этапах освоения углеводородных месторождений шельфа (нефть, нефтепродукты, буровые отходы, пластовые воды, взвесь, природный газ). Результаты и выводы работы опираются в основном на анализ материалов и публикаций за последние 10–20 лет.

Книга адресована специалистам в области прикладной экологии, океанологии, охраны природы, рыбного хозяйства и нефтегазовой промышленности для решения научных и прикладных задач экологической экспертизы, мониторинга и регламентации нефтегазодобывающей деятельности на шельфе.

Первое издание книги отмечено Золотым дипломом Международного Форума по проблемам науки, техники и образования (Москва, 2001 г.)

Patin S.A.

Oil and continental shelf ecology: In two volumes. 2nd edition revised and extended. V. 1: Offshore oil and gas industry: present situation, prospects, factors of impact.— M: VNIRO Publishing, 2017.— 326 p.; color illus. I–XVI p.

Detailed characteristics of offshore oil and gas complex as a relatively new and dynamic branch of modern economy and energetics is presented from ecological point of view. The major focus is given to analysis of sources and factors of negative impact of the offshore industry on marine ecosystems and living resources, including geophysical exploration, drilling and production activities, platforms and pipelines installation, oil and gas transportation, decommissioning and abandonment installations, etc. Special attention is given to ecological risk of accidental situations and oil spills. World-wide and regional predictions of potential oil spills are provided based on the latest statistics (including Russian seas). For the first time, eco-toxicological characteristics of the main components of marine pollution accompanying the development of the offshore oil and gas resources (oil, oil products, drilling wastes, produced water, suspended sediments) is presented. The main results and outcomes of the book are based mainly on summarizing publications for the last 10–20 years.

The book is addressed to a broad circle of specialists in applied ecology, oceanology, nature protection, fisheries, oil industry for assisting ecological expertise, monitoring, environmental assessment and management of the offshore oil and gas industry.

First edition of book was awarded with Gold Diploma by International Forum on problems of science, technology and education (Moscow, 2001)

© Patin S.A., 2017

© Патин С.А., 2017

© VNIRO Publishing, 2017

© Издательство ВНИРО, 2017

ISBN 978-5-85382-438-6

Предисловие	11
От автора	13
Введение	16
Глава 1	
География, масштабы и перспективы освоения морских нефтегазовых ресурсов	21
1.1. Глобальные и региональные аспекты	21
1.1.1. Мировая ситуация и тенденции	21
1.1.2. Морская геология и запасы углеводородов	23
1.1.3. История и география добычи нефти в море	27
1.2. Морской нефтегазовый комплекс	32
1.2.1. Основные черты и особенности	32
1.2.2. Надводные и подводные промыслы	33
1.2.3. Транспортировка углеводородов	41
1.3. Углеводородный потенциал морей России	46
1.3.1. Общая характеристика	47
1.3.2. Региональные проекты и перспективы	49
Выводы	59
Литература	59
Глава 2	
Источники, масштабы и факторы воздействия нефтегазового комплекса на морскую среду	64
2.1. Общая характеристика	64
2.2. Геолого-геофизические изыскания	71
2.3. Обустройство месторождений	75
2.4. Буровые работы	82
2.4.1. Традиционные и новые технологии	83
2.4.2. Буровые растворы	86
2.4.3. Буровые шламы	91
2.5. Промысловые работы	95
2.5.1. Пластовые воды	95
2.5.2. Технологические и другие отходы	100
2.5.3. Атмосферные выбросы	102
2.6. Транспортировка углеводородов	105
2.6.1. Эксплуатация трубопроводов	105

2.6.2. Танкерные перевозки	106
2.7. Аварийные ситуации и нефтяные разливы	112
2.7.1. Глобальная статистика и тенденции	113
2.7.2. Аварии при добыче и транспортировке углеводородов	118
2.7.3. Малые разливы	126
2.7.4. Оценки и прогнозы для морей России	128
2.8. Завершение и ликвидация промыслов	132
2.8.1. Варианты и способы вывода из эксплуатации	132
2.8.2. Вторичное использование платформ	135
Выводы	137
Литература	138
Глава 3	
Эколого-токсикологическая характеристика отходов морской нефтегазовой индустрии	147
3.1. Основные подходы и методы водной токсикологии	148
3.2. Отходы буровых работ	153
3.2.1. Буровые растворы	153
3.2.2. Компоненты буровых растворов	160
3.2.3. Буровые шламы	162
3.3. Пластовые воды	164
3.4. Тяжелые металлы	168
3.5. Природные радионуклиды	172
Выводы	174
Литература	175
Глава 4	
Нефть как природный и антропогенный фактор в море	179
4.1. Химический состав и свойства нефти	180
4.2. Источники и пути поступления в море	187
4.2.1. Глобальные потоки	188
4.2.2. Подводные выходы нефти	190
4.2.3. Источники и потоки углеводородов	192
4.3. Поведение и трансформация нефти в море	196
4.3.1. Процессы переноса и выветривания	196
4.3.2. Биodeградация нефти и самоочищение моря	202
4.4. Распределение углеводородов в морских экосистемах	209
4.4.1. Характерные уровни и фоновые показатели	210
4.4.2. Содержание и распределение в морской среде и биоте	213
4.5. Экотоксикология нефти в море	222
4.5.1. Нефть как групповой токсикант	222
4.5.2. Типы и механизмы биологического действия	226
4.5.3. Пороговые уровни и зоны проявления эффектов	234
4.5.4. Последствия нефтяных сипов на морском дне	240
Выводы	244
Литература	245
Глава 5	
Биогеохимия и экотоксикология природного газа в море	253
5.1. Источники, состав и поведение природного газа в море	253
5.2. Влияние углеводородов метанового ряда на морские организмы	260
5.2.1. Экология метановых сипов	260

5.2.2. Экспериментальные оценки и полевые наблюдения	262
5.2.3. Уровни, пороги и зоны биологического действия	264
5.3. Аварийные выбросы природного газа и их последствия	268
Выводы	274
Литература	274
Глава 6	
Взвесь как экологический фактор и индикатор воздействия в море	277
6.1. Общие и вводные соображения	277
6.2. Природный фон взвеси в морях и океанах	279
6.2.1. Источники, состав и формы нахождения в море	280
6.2.2. Содержание и распределение в морской среде	283
6.3. Эколого-токсикологическая характеристика взвеси	290
6.4. Уровни, пороги и зоны проявления биологических эффектов	307
Выводы	312
Литература	313
Приложение	320
Список принятых сокращений	320
Основные термины и определения	321

CONTENTS

Preface	11
From the author	13
Introduction	16
Chapter 1	
Geography, scale and prospects of the offshore oil and gas development	21
1.1. Global and regional aspects	21
1.1.1. World-wide situation and trends	21
1.1.2. Marine geology and hydrocarbons reserves	23
1.1.3. History and geography of the offshore oil industry	27
1.2. Offshore oil and gas complex	32
1.2.1. Main traits and peculiarities	32
1.2.2. Surface and submarine systems	33
1.2.3. Hydrocarbons transportation	41
1.3. Hydrocarbon potential of the Russian seas	46
1.3.1. General characteristics	47
1.3.2. Regional projects and prospects	49
Conclusions	59
References	59
Chapter 2	
Sources, scale and factors of impact of the offshore oil and gas industry on marine environment	64
2.1. General characteristics	64
2.2. Geophysical exploration	71
2.3. Development phase	75
2.4. Drilling operations	82
2.4.1. Traditional and new technologies	83
2.4.2. Drilling muds	86
2.4.3. Drilling cuttings	91
2.5. Production operations	95
2.5.1. Produced waters	95
2.5.2. Technological and other wastes	100
2.5.3. Atmospheric emissions	102
2.6. Hydrocarbon transportation	105
2.6.1. Pipeline operations	105
2.6.2. Tanker operations	106

2.7. Accident situations and oil spills	112
2.7.1. World-wide statistics and trends	113
2.7.2. Incidents during hydrocarbons production and transportation	118
2.7.3. Small spills	126
2.7.4. Assessment and prediction for Russian seas	128
2.8. Decommissioning and abandonment of offshore installations	132
2.8.1. Possibilities, alternatives and ways	132
2.8.2. Secondary using platforms	135
Conclusions	137
References	138
Chapter 3	
Eco-toxicological characteristics of the offshore oil and gas industry wastes	147
3.1. Main approaches, principles and methods of aquatic toxicology	148
3.2. Wastes of drilling operations	153
3.2.1. Drilling muds	153
3.2.2. Drilling muds components	160
3.2.3. Drilling cuttings	162
3.3. Produced waters	164
3.4. Heavy metals	168
3.5. Natural radionuclides	172
Conclusions	174
References	175
Chapter 4	
Oil as a natural and anthropogenic factor in the sea	179
4.1. Chemical composition and properties of oil	180
4.2. Sources and ways of oil entering into the sea	187
4.2.1. Global input	188
4.2.2. Underwater releases of oil	190
4.2.3. Sources and inputs of hydrocarbons	192
4.3. Fate and transformation of oil in the sea	196
4.3.1. Processes migration and weathering	196
4.3.2. Oil biodegradation and self-purification of the sea	202
4.4. Distribution of hydrocarbons in marine ecosystems	209
4.4.1. Characteristic levels and background values	210
4.4.2. Concentrations and distribution in marine environment and biota	213
4.5. Eco-toxicology of oil in the sea	222
4.5.1. Oil as a complex toxicant	222
4.5.2. Types and mechanisms of biological effects	226
4.5.3. Limits and zones of manifestation of biological effects	234
4.5.4. Ecological effects of oil seeps	240
Conclusions	244
References	245
Chapter 5	
Biogeochemistry and ecotoxicology of natural gas in the sea	253
5.1. Sources, composition and fate of natural gas in marine ecosystems	253
5.2. Effects of gas hydrocarbons on marine organisms	260
5.2.1. Ecology of methane seeps	260
5.2.2. Experimental assessments and field observations	262
5.2.3. Levels, limits and zones of biological effects	264

5.3. Accidental releases of natural gas and their consequences	268
Conclusions	274
References	274
Chapter 6	
Suspended matter as an ecological factor and indicator of environmental impact	277
6.1. General and preliminary considerations	277
6.2. Natural background of suspended matter in seas and oceans	279
6.2.1. Sources, composition and forms	280
6.2.2. Concentration and distribution in marine ecosystems	283
6.3. Eco-toxicological characteristics of suspended matter	290
6.4. Levels, thresholds and zones of manifestation of biological effects	307
Conclusions	312
References	313
Appendix	320
Terms	320
Definitions, abbreviation	321

ПРЕДИСЛОВИЕ

Новая книга главного научного сотрудника ФГБНУ «ВНИРО», профессора Станислава Александровича Патины по проблемам экологии морского нефтегазового комплекса выходит в свет как раз в то время, когда на акваториях российских морей начинается промышленное освоение одних из самых богатых в мире углеводородных месторождений шельфа. Крупные проекты добычи нефти и газа планируются или реализуются сейчас на шельфе северных и дальневосточных морей России, а также на Каспии и Балтике. Есть основания ожидать, что этот процесс будет продолжаться с нарастающими темпами и, возможно, в значительной мере определит энергообеспеченность нашей страны и ближайших соседей в XXI веке. Наш собственный и мировой опыт показывает, что такого рода деятельность допустима лишь при условии надежного обеспечения экологической безопасности всех проектов, связанных с вторжением человека в морскую шельфовую зону. Круг возникающих при этом проблем чрезвычайно широк, а их решения могут быть найдены прежде всего в русле экологической науки. Именно на это нацелена морская прикладная экология, и именно этому посвящена книга С.А. Патины.

Отмечу некоторые особенности этой монографии, которые выгодно отличают ее на фоне других отечественных и зарубежных публикаций.

Прежде всего стоит обратить внимание на полноту освещения этой крайне сложной и многообразной темы, где пересекаются сферы многих научных и технических дисциплин, связанных с изучением морей и освоением их живых и минеральных ресурсов. Даже беглый просмотр оглавления книги показывает, что в ней охвачены практически все факторы вредного воздействия на морскую среду на всех этапах освоения нефтегазовых месторождений и дан анализ возникающих при этом проблем и ситуаций. Одно их перечисление заняло бы слишком много места. Замечу, что написание подобных комплексных монографий одним автором — явление достаточно редкое в научной литературе.

В отличие от многих других работ в этой области, книга С.А. Патины фокусирует внимание на методологии оценок техногенного воздействия на морскую среду. Надо признать, что мы находимся пока лишь у истоков такой методологии. А между тем это принципиально важный вопрос, от решения которого зависят не только наши представления о последствиях нефтедобычи (как, впрочем, и любой другой деятельности) на шельфе, но и обоснованность природоохранной стратегии и практических решений. Мы знаем, сколько острых дискуссий происходит сейчас вокруг морских нефтяных проектов как раз по причине отсутствия ясных и четких экологических критериев допусти-

мости (или недопустимости) воздействия на морскую среду. Автор не только предлагает, но и иллюстрирует возможности новых методических подходов и критериев, основанных на учете природной изменчивости экосистемных параметров, стадийности развития стрессовых эффектов, характера и масштаба воздействия и т. д. Все основные выводы книги сделаны на основе именно этих подходов и критериев.

Несомненным достоинством книги является то, что в ней впервые обобщен отечественный опыт исследования и решения экологических проблем, накопленный за последние годы на шельфе Сахалина и других морских регионов, где реализуется ряд крупных проектов и ведется промышленная добыча углеводородов. Автор анализирует эти проекты, их реальные и потенциально возможные последствия на фоне сложных и динамичных процессов в шельфовой экосистеме. Этот анализ в сочетании с обширным литературным материалом (более 700 источников) по другим морским регионам дает достаточно полную и достоверную картину того, что происходит или может происходить в море при добыче нефти и газа на шельфе.

Ключевым вопросом в рамках всей этой многообразной тематики является, конечно, вопрос о негативных последствиях для морских биологических ресурсов, рыболовства и рыбной отрасли в целом. Для нашей страны с ее давними традициями морского рыбного промысла и небольшим опытом решения экологических проблем при освоения нефтяных месторождений на шельфе этот вопрос приобретает особенно актуальное и тревожное звучание. В книге С.А. Патины дается детальный анализ тех проблем и ущербов, которые реально возникают для морского рыбного хозяйства в условиях соседства на шельфе с нефтегазовым комплексом.

В сжатом виде позицию и прогноз автора по этому поводу можно охарактеризовать как «осторожный оптимизм». Иначе говоря, «мирное сосуществование» рыбного и нефтяного промыслов в море возможно, но лишь при условии применения новейших технологий и при соблюдении современных жестких мер экологического регулирования добычи нефти и газа на шельфе. С этим выводом, основанным на опыте решения подобных проблем во многих странах и регионах мира, можно согласиться, добавив лишь, что ключевым приоритетом при любых видах деятельности на шельфе должна быть охрана самовоспроизводящихся биологических ресурсов моря и морских экосистем. Нам следует помнить, что эти ресурсы бесценны и они должны служить будущим поколениям после того, как запасы углеводородов на шельфе будут исчерпаны.

Полагаю, что новая книга С.А. Патины, за плечами которого 50 лет исследований в области морской прикладной экологии, привлечет внимание многих специалистов самого разного профиля и поможет решению сложных и дискуссионных вопросов обеспечения экологической безопасности при освоении природных богатств российского шельфа.

Д.С. Павлов
академик Российской Академии Наук,
директор Института проблем экологии
и эволюции им. А.Н. Северцова РАН

*Ничто так не окрыляет фантазию,
как отсутствие фактов.
М.Е. Салтыков-Щедрин*

ОТ АВТОРА

Россия приступила к широкомасштабному освоению запасов нефти и газа на морском шельфе. Для нашей страны это сравнительно новый вид деятельности, который привлекает к себе пристальное внимание в самых разных кругах — управленческих, промышленных, рыбохозяйственных, природоохранных, научных. Этот интерес нарастает с каждым годом по мере появления новых проектов разведки и добычи углеводородов в море и их обсуждения как в средствах массовой информации, так и среди специалистов разного профиля.

Поражает удивительное разнообразие мнений по поводу того, что такое морской нефтегазовый комплекс и насколько он опасен с точки зрения охраны природы и биологических ресурсов моря. Практически всегда на всех встречах и дискуссиях на эту тему, особенно в процессе экологической экспертизы тех или иных проектов, возникают разногласия, горячие дебаты, столкновения мнений и позиций. В их основе обычно лежит отсутствие четких представлений о том, что происходит на разных этапах разведки и разработки морских нефтегазовых месторождений и каковы реальные экологические и рыбохозяйственные последствия этой деятельности. «Ничто так не окрыляет фантазию ...». Эти слова, вынесенные в эпиграф, я вспомнил как раз во время одной из таких дискуссий.

Все мнения по поводу экологической безопасности (или опасности) добычи углеводородов на морском шельфе можно свести в конечном счете к трем основным позициям, которые напоминают сигналы светофора.

Алармисты считают, что это подлинное бедствие для живой природы и ресурсов моря, которые и так уже серьезно подорваны человеком, и призывают остановить нефтяную экспансию на морской шельф («красный свет»). В качестве аргументов чаще всего используются известные факты катастрофических разливов нефти, вызывающих в памяти картины покрытых нефтью пляжей, погибающих морских птиц и животных и другие тревожные ассоциации, которые остаются в общественном сознании под влиянием средств массовой информации после каждой аварии нефтяных танкеров или других катастроф такого рода.

Оптимисты, напротив, полагают, что серьезного экологического риска при добыче нефти в море нет. Более того, нефтяные платформы выполняют функцию искусственных рифов и таким образом улучшают состояние рыбных запасов («зеленый свет»). Если же и наносится какой-то ущерб для природы, то он с лихвой перекрывается теми экономическими выгодами, которые дает нам шельфовая нефть.

Наконец, последняя (часто многочисленная) группа затрудняется дать четкий ответ и предпочитает занять нейтрально-выжидательную позицию («желтый свет»). Их затруднение можно понять, если учесть два обстоятельства. Одно из них — это многоплановость самой темы и недостаток ясной, четкой и объективной информации с описанием всех сторон реальных и потенциально опасных последствий нефтедобывающей деятельности в море. Другое обстоятельство связано с запутанностью, противоречивостью и устарелостью многих природоохранных законов, норм и правил, в которых подчас не могут разобраться даже специалисты. При желании там можно найти любые ответы, например, на вопрос о возможности сбросов в море и других воздействий на морскую среду при добыче и транспортировке углеводородов — от тотального запрета таких воздействий до невнятных разрешений.

Поляризация мнений, неопределенность позиций либо ведомственные интересы проявляют себя не только среди специалистов и экспертов разного профиля, связанных с изучением моря и его ресурсов. Это характерно также для коридоров власти и официальных лиц в тех случаях, когда они по долгу службы обязаны принимать конкретные решения в отношении того или иного проекта освоения морских нефтегазовых месторождений. В определенных границах подобное расхождение позиций и мнений — вполне нормальное явление. Оно характерно не только для России, но и для многих стран, располагающих запасами нефти и газа на шельфе. Однако рано или поздно приходится давать четкие ответы на три простых вопроса:

- допустимо или недопустимо то или иное воздействие на морские экосистемы и биоресурсы при освоении нефтегазовых месторождений шельфа;
- если допустимо, то при каких условиях и ограничениях;
- если недопустимо, то почему.

Время отвечать на эти вопросы пришло и для России — самой богатой страны мира по морским нефтегазовым ресурсам, которая приступила к их крупномасштабному промышленному освоению. При этом мы должны помнить, что Россия располагает также уникальными биологическими ресурсами моря и входит в число мировых лидеров морского рыболовства (четвертое место после Китая, Японии и США). Традиционно до 15–20 % потребности россиян в белках животного происхождения покрывается за счет морепродуктов.

Таков общий фон и обстоятельства появления данной работы, в которой сделана попытка анализа экологических и рыбохозяйственных последствий экспансии нефтегазового комплекса на морские акватории. Судя по отзывам на первое издание книги и полностью реализованный тираж, эта публикация «Нефть и экология континентального шельфа» (М.: Изд-во ВНИРО, 2001) оказалась своевременной и востребованной. С тех пор прошло 15 лет, при этом вклад морской нефтегазовой индустрии в энергетический баланс России заметно возрос. Одновременно расширились масштабы этой деятельности на шельфах российских морей, что неизбежно привело к повышению актуальности возникающих при этом экологических проблем. В этой связи, я думаю, вполне оправдано намерение подготовить второе издание книги под тем же названием. Однако уже первые шаги на этом пути показали, что объем предстоящей работы намного превосходит обычную в таких случаях подготовку «дополненного и переработанного издания». Дело в том, что за последние 10–15 лет в нашей стране и за рубежом были накоплены огромные массивы научной, проектной, экспертной и другой информации по разным аспектам эколо-

гии морского нефтегазового комплекса. По моей оценке, речь идет о тысячах публикаций на темы, связанные с экологическим риском и последствиями освоения углеводородных месторождений на шельфах практически всех морских стран мира. По мере поиска этой информации и дополнения новой версии книги объем анализируемых материалов настолько возрос, что пришлось разбить их на два тома.

- В первом томе речь идет о состоянии и перспективах морского нефтегазового комплекса и о сопутствующих ему факторах воздействия на морскую среду.
- Вторым том посвящен анализу экологических и рыбохозяйственных последствий, методологии их оценки, а также мониторингу и регулированию нефтегазодобывающей деятельности в море.

В книге появились три новые главы. В одной из них (т. 1, гл. 4) собраны и проанализированы новейшие материалы и представления о нефти как природном и техногенном факторе морской среды. Аналогичный анализ сделан в отношении природного газа в море (т. 1, гл. 5), что представляет особый интерес в связи с экологическим риском аварийных ситуаций при транспортировке газа по морским трубопроводам и танкерными перевозками СПГ. Как известно, масштабы такой транспортировки нарастают с каждым годом. Наконец, еще одна новая глава посвящена методологии оценок воздействия на морские экосистемы и биоресурсы (т. 2, гл. 1). Принципиальная значимость этой проблемы для объективной оценки последствий добычи углеводородов в море (равно как и всех других видов морской деятельности) вполне очевидна. В то же время в этой области до сих пор остается весьма широкий разброс подходов и мнений.

Эта работа адресована широкому кругу читателей и прежде всего специалистам природоохранного, экологического, рыбохозяйственного и научно-технического профиля. Надеюсь, что она окажется полезной для тех, кто разрабатывает проекты освоения морских нефтегазовых месторождений, участвует в их реализации, экологической экспертизе, а также в исследованиях, мониторинге и оценке последствий. Насколько оправданы эти надежды — судить читателям.

Буду признателен за любые замечания и отзывы на эту работу, которые прошу направлять по электронному адресу: patine@rambler.ru.

С.А. Патин,
профессор, доктор биологических наук,
главный научный сотрудник
ФГБНУ «ВНИРО»

Около 50 лет тому назад добыча нефти и газа в некоторых регионах мира начала сдвигаться в сторону океана, охватывая все новые и новые морские акватории. Стационарные нефтяные платформы на шельфе многих стран стали исчисляться десятками и сотнями. Сейчас их насчитывается около 8000 в шельфовой зоне более 70 стран, а количество глубоких скважин перевалило за 100 тысяч еще к началу 80-х годов прошлого века [NAS, 2003]. В настоящее время общая протяженность подводных трубопроводов для перекачки углеводородов превышает 150 тыс. км. Нефтеналивной флот насчитывает до 8000 крупнотоннажных танкеров разного типа и обеспечивает ежегодную перевозку более 3 млрд т сырой нефти и нефтепродуктов [API, 2005].

Таковы темпы и масштабы становления морской нефтегазовой индустрии, которая быстро превратилась в одну из ведущих отраслей мировой экономики и энергетики. Сейчас она обеспечивает до 30 % общей добычи углеводородов.

По некоторым оценкам, обнаруженные морские запасы углеводородов (в т. ч. газогидратов) достаточны для их устойчивой эксплуатации в течение XXI века. Если учесть, что континентальные ресурсы нефти и газа во многих регионах мира сильно истощены, то расширение экспансии нефтегазовой индустрии в сторону шельфа и повышение вклада морской добычи углеводородов в мировой энергетический баланс представляются вполне очевидными. К числу стран, для которых этот процесс может быть особенно быстрым и стратегически важным в социально-экономическом плане, следует отнести прежде всего Россию — самую богатую страну мира по морским запасам нефтегазовых углеводородов. Их извлекаемые ресурсы в пределах российского континентального шельфа грандиозны и достигают 100 млрд т условного топлива, включая около 40 % от мировых разведанных запасов газа [Дмитриевский, Белонин, 2004]. Промысловая эксплуатация этих запасов уже началась либо планируется практически во всех морях, омывающих Россию.

Характерно, что с самого начала своего становления морской нефтегазовый комплекс привлекал и продолжает привлекать к себе повышенный природоохранный интерес по сравнению с некоторыми «сухопутными» видами деятельности, хотя преобладание вклада последних (например, автотранспорта или теплоэнергетики) в экологическое неблагополучие в биосфере не вызывает сомне-

ний. Во всяком случае, список публикаций на тему экологических последствий добычи нефти и газа в море (особенно по проблеме нефтяного загрязнения) беспрецедентно широк и насчитывает многие тысячи наименований статей, книг, материалов конференций и т. д. И это, конечно, не случайность, а результат целого ряда причин и обстоятельств, к числу которых надо отнести:

- сильно изменчивые, суровые и подчас экстремальные природные условия в районах добычи и транспортировки углеводородов в море, где вероятность аварийных и даже катастрофических исходов обычно выше, чем на суше;
- «открытость» нефтяных платформ, удобство визуальных и иных наблюдений (от судовых до спутниковых) за экологической ситуацией в районах разработки морских нефтегазовых месторождений;
- повсеместность распространения и легкость обнаружения следов нефтяного загрязнения в море (например, в виде пленки);
- широкий общественный резонанс после каждого аварийного нефтяного разлива в море;
- конфликт интересов между разными видами деятельности в море, особенно между нефтяной индустрией и рыбным промыслом.

Последнее обстоятельство является ключевым для понимания современной и грядущей экологической ситуации в Мировом океане. Дело в том, что за ним кроется фундаментально важный для экологии океана факт неравномерности распределения жизни в морской среде и ее тяготение к периферическим (прибрежным и шельфовым) зонам. Именно в этих зонах, составляющих около 10 % всей акватории морей и океанов, происходят наиболее интенсивные биопродукционные процессы. Здесь сосредоточены и воспроизводятся основные живые ресурсы океана, которые обеспечивают до 80–90 % мирового улова морских организмов и дают ежегодно более 100 млн т ценнейших морепродуктов за счет рыболовства и аквакультуры. Но здесь же залегают крупнейшие нефтегазоносные бассейны и месторождения. Их эксплуатация уже идет полным ходом и будет продолжаться многие десятилетия на фоне всех других многочисленных видов деятельности человека в шельфовой зоне и неизбежно сопутствующих им экологических нарушений в морской среде. Напомним, что в прилегающей к морю узкой полосе суши (шириной до 50 км) сейчас проживает более половины населения Земли и производится до 50 % валового национального продукта многих стран [GESAMP, 2001].

Таким образом, поиски баланса интересов при добыче на шельфе углеводородов и морепродуктов — это лишь часть более широкой проблемы охраны морских экосистем по мере расширения масштабов освоения нефтегазовых месторождений и в условиях всех других антропогенных воздействий на морскую среду. Из оценок международных организаций [AMAP, 2004; UNEP, 2004; GESAMP, 2009; OSPAR, 2010] следует, что «доля ответственности» нефтегазового комплекса за ухудшение общей экологической ситуации на шельфе относительно невелика. Например, вклад нефтяных промыслов в глобальное нефтяное загрязнение моря не превышает нескольких процентов от всех остальных потоков нефтепродуктов, которые непрерывно поступают в прибрежную зону из многочисленных береговых источников. Тем не менее проблема экологических и рыбохозяйственных последствий освоения морских нефтегазовых месторождений остается по-

прежнему актуальной, особенно в районах высокой биопродуктивности и традиционного рыболовства. В этой связи отметим только два обстоятельства.

Во-первых, если спуститься с глобального уровня на региональный и тем более на локальный, то экологические нарушения в зонах воздействия морского нефтегазового комплекса становятся вполне очевидными. В таких ситуациях, например, поток нефтяного загрязнения только за счет сброса пластовых вод может составлять не несколько процентов (как это имеет место на глобальном уровне), а несколько десятков процентов [GESAMP, 2007].

Во-вторых, по мере расширения масштабов нефтепромысловых работ в море точечные воздействия со временем могут сопрягаться и приводить к кумулятивным эффектам субрегионального и даже регионального уровня. Примеры такого рода, а также региональные ситуации аварийных нефтяных разливов многократно описаны в научной литературе, в т. ч. в моих публикациях [Патин, 1997; Patin, 1999; Патин, 2008].

Надо учитывать также фактор социально-психологического характера, или то, что принято называть «общественным мнением». В какой бы мере это мнение не расходилось с научным знанием, мы не вправе его игнорировать. Известно, что всякая природоохранная политика, даже если она экологически обоснована, обречена на неудачу, если общество не поддерживает такую политику. Применительно к данному случаю, похоже, что в России (как, впрочем, и в ряде других стран) единого мнения по поводу экологической безопасности, масштабов и условий освоения морских нефтегазовых ресурсов пока не существует.

Причины общественной озабоченности и тревоги в данном случае вполне понятны. Достаточно вспомнить о многочисленных катастрофических разливах нефти у берегов Европы, в Мексиканском заливе и во многих других регионах, ущербы от которых исчислялись миллиардами долларов. Где гарантии, что нечто подобное не повторится, например, в Северном Каспии, на шельфе Сахалина или Баренцева моря? Для рыбаков и населения этих регионов такого рода вопросы совсем не праздные. Напомним, что биологические ресурсы российского шельфа способны обеспечить устойчивый улов более 5 млн т/год ценных видов рыб и других промысловых объектов.

С другой стороны, «общественное мнение» пока еще не имеет четкого представления о том, что такое современная индустрия разведки и эксплуатации морских нефтегазовых месторождений и насколько надежна экологическая безопасность этого относительно нового для России вида деятельности. Для полноты картины стоит отметить, что тревоги по этому поводу часто возникают в странах, на шельфе которых нефтяные платформы уже давно стали привычным атрибутом морского пейзажа [NAS, 2003; WWF, 2009].

В этой ситуации многое зависит от готовности и способности науки (в первую очередь экологической) дать четкие ответы на вопросы, некоторые из которых уже были обозначены. К числу ключевых вопросов, которые невозможно обойти, если мы хотим иметь достоверное знание о реальных и потенциально возможных последствиях добычи шельфовой нефти, следует отнести:

- *Уровень знаний.* Насколько адекватны современные знания о морских экосистемах и биоресурсах для обнаружения их изменений под влиянием дея-

тельности человека (в данном случае добычи углеводородов)? Какова природная динамика (изменчивость) параметров морской среды и биоты и можно ли на этом фоне уловить антропогенные нарушения?

- *Факторы воздействия.* Каковы механизмы физических, химических и биологических изменений в море при разных воздействиях на стадиях разведки и эксплуатации нефтегазовых месторождений? Насколько токсичны буровые отходы, пластовые воды и их компоненты? Допустимы ли их сбросы и как они ведут себя в морской среде?
- *Эффекты и последствия.* Каковы экологические риски и возможные последствия для морских организмов, сообществ, биоресурсов и рыболовства при разных видах воздействия? Насколько обратимы эти последствия при нормальных и экстремальных (аварийных) условиях? Как предотвратить нежелательные эффекты или снизить экологический риск?
- *Методология оценок.* Каковы современные методы и подходы к оценке экологических последствий хозяйственной деятельности в море. Насколько они надежны в условиях высокой изменчивости параметров состояния морских экосистем? Какова роль моделей, описаний, ранжирования и других методов оценки экологического риска и опасности при разных видах воздействий на морскую среду? Насколько соответствуют действующие законы, нормы и правила экологическим знаниям и мировому опыту решения природоохранных проблем при добыче нефти и газа в море?
- *Приоритетные исследования.* Что можно считать безусловно доказанным, что требует уточнения, а что остается предметом дальнейших исследований в плане оценки, контроля и предотвращения вредных последствий при разработке морских нефтегазовых месторождений? Какие из этих исследований относятся к числу приоритетных?

Как легко видеть, перечень вопросов достаточно обширен, а их содержание относится к широкому кругу дисциплин: морской экологии, океанографии, гидрологии, гидрохимии, экотоксикологии, биогеохимии, ихтиологии и ряда других смежных наук. Именно эта чрезвычайная многофакторность и мозаичность проблемы часто затрудняет ее целостное освещение и восприятие, что в свою очередь повышает субъективизм оценок и разброс мнений.

Вместе с тем надо отметить, что на некоторые из перечисленных вопросов уже есть достаточно определенные ответы. Они следуют как из научных знаний и представлений, так и из накопленного национального и международного опыта в данной области. Ряд других вопросов остается пока в сфере исследования и дискуссии. Обо всем этом пойдет речь на страницах предлагаемой книги. Ее главная цель — раскрыть основные проблемы экологии морского нефтегазового комплекса с надеждой приблизить то время, когда не будет особых сомнений по поводу экологической безопасности этого комплекса на акваториях российских морей.

ЛИТЕРАТУРА

- Дмитриевский А.Н., Белонин М.Д.* Перспективы освоения нефтегазовых ресурсов российского шельфа // *Природа*. 2004. № 9. С. 3–10.
- Патин С.А.* Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа.— М.: Изд-во ВНИРО, 1997. 350 с.
- Патин С.А.* Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы.— М.: Изд-во ВНИРО, 2008. 508 с.
- AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). AMAP Assessment 2002: Persistent organic pollution in the Arctic.— Oslo: AMAP, 2004. 310 p.
- API (American Petroleum Institute). Oil and natural gas transportation: tankers, pipelines, trucks, rails.— API, 2005. 110 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). A Sea of trouble // *GESAMP Reports and Studies*. 2001. No. 70. 35 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Estimates of oil entering the marine environment from sea-based activities // *GESAMP Reports and Studies*. 2007. No. 75. 96 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Pollution of the open ocean: A review of assessments and related studies // *GESAMP Reports and Studies*. 2009. No. 79. 64 p.
- NAS (National Academy of Sciences). Oil in the sea III: Inputs, fates, and effects. National Research Council.— Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003. 265 p.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Quality status report 2010 for the North East Atlantic.— London: OSPAR Commission, 2010.
- Patin S.A.* Environmental impact of the offshore oil and gas industry.— New York: EcoMonitor Publ., 1999. 435 p.
- Patin S.A.* Environmental impact of crude oil spills // *Encyclopedia of Energy*.— New York: Elsevier Science, 2004. V. 1. P.737–748.
- UNEP (United Nations Environment Programme). Challenges to international waters. Regional assessments in a global perspective.— Nairobi, Kenya: UNEP, 2006. 123 p.
- WWF (World Wildlife Fund). Petroleum-free zones in the Norwegian Sea. WWF Norway, 2009. 29 p.

*География, масштабы
и перспективы освоения
морских нефтегазовых ресурсов*

Нефть и природный горючий газ давно занимают ведущее место в мировом топливно-энергетическом балансе, где их доля превышает сейчас 60 % от всех источников энергии. Ежегодная добыча этих невозполнимых энергоресурсов составляет около 4 млрд т нефти и 3000 млрд м³ газа и продолжает нарастать с каждым годом [IEA, 2009]. Из этой общеизвестной констатации вытекает ряд глобальных и региональных проблем и тенденций экологического характера, анализу которых в контексте освоения углеводородных ресурсов Мирового океана и развития морского нефтегазового комплекса посвящена данная глава.

1.1. ГЛОБАЛЬНЫЕ И РЕГИОНАЛЬНЫЕ АСПЕКТЫ

1.1.1. Мировая ситуация и тенденции

Известные оценки геологических ресурсов и разведанных запасов нефтегазовых углеводородов очень сильно разнятся. Чаще всего высказывается мнение о том, что этих ресурсов человечеству хватит на ближайшие 50 лет, после чего может произойти их быстрое (лавинообразное) истощение по сценарию, предсказанному еще в 1949 г. специалистами компании Shell. Этот сценарий, графически отраженный в виде куполообразной кривой Хабберта, предсказывал наступление пика мировой добычи нефти к 2000 г. с последующим резким падением сырьевой базы нефтяной индустрии и ее глобальным коллапсом [Бажанов, Вискребенцев, 2007]. Как известно, этот прогноз оказался ошибочным. Однако актуальность вопроса о грядущем истощении традиционных углеводородных ресурсов и необходимости поиска новых источников углеводородов и районов нефтегазового промысла будет несомненно возрастать по мере выработки существующих запасов. Едва ли можно надеяться на то, что в ближайшие десятилетия зависимость

мировой экономики от добычи углеводородов существенно снизится, особенно если учесть нарастающие темпы подъема экономики Китая и других развивающихся стран.

Известны прогнозы Международного энергетического агентства [IEA, 2009], согласно которым мировое потребление нефти и газа к 2030 г. возрастет (по сравнению с 2000 г.) примерно в 1,5 и 2 раза соответственно и достигнет 10 млрд т/год условного топлива. К этому же времени относятся сроки начала грядущего глобального кризиса, связанного с дефицитом энергоресурсов, прежде всего за счет исчерпания запасов нефти и газа. Отметим, что такого рода прогнозы весьма уязвимы для критики и являются предметом многочисленных дискуссий, особенно в связи с возможностью использования нетрадиционных источников углеводородов (нефтегазоносные сланцы, газогидраты и др.) и неопределенностью оценок их доступных ресурсов.

Среди главных направлений в структуре и динамике развития мировой нефтегазодобывающей индустрии особый интерес в экологическом плане представляют две долговременные тенденции.

Одна из этих тенденций связана с повышением вклада природного газа в энергетический баланс ряда крупных регионов и многих стран на фоне относительной стабилизации или спада добычи нефти. Это обстоятельство дает основание для некоторого оптимизма природоохранного характера. Дело в том, что природный горючий газ можно считать наиболее чистым в экологическом плане видом топлива. Например, по сравнению с каменным углем при сгорании метана образуется в 2 раза меньше углекислого газа и практически отсутствуют окись углерода, сернистый газ и аэрозольное загрязнение. Это достоинство природного газового топлива стало особенно очевидным в Европе в 1980-е годы, когда началось освоение крупных газовых месторождений Северного моря и стало возможным заменить каменный уголь и торф на природный газ. Во многих европейских столицах стало легче дышать, из атмосферы Лондона исчез смог, а очищенные от его вековых воздействий каменные стены и башни Вестминстерского аббатства и других достопримечательностей Лондона приобрели свой первозданный облик. США планируют к 2035 г. получать 80 % электричества за счет чистых источников энергии, среди которых доминирует природный газ.

Другая фундаментальная и принципиально важная в контексте нашей работы долговременная тенденция в развитии мирового нефтегазодобывающего комплекса связана с его экспансией на акватории морей и океанов, что в свою очередь предопределено выработкой легкодоступных месторождений углеводородов на суше. По оценке компании British Petroleum, доказанные мировые запасы нефти по состоянию на 2010 г. составили около 170 млрд т, а газа — 180 трлн м³. Примерное такое же количество было выработано к началу XXI столетия.

Предпринимаемые в разных странах и регионах попытки обнаружения на суше продуктивных пластов на горизонтах глубокого залегания (ниже 5–7 км) редко дают положительные результаты. Большая часть посчитанных запасов нефти лежит на глубинах менее 3–4 км. Кроме того надо учесть неизбежно низкую рентабельность добычи углеводородов при бурении сверхглубоких скважин. То же самое относится к использованию новейших методов извлечения из отработанных

ных пластов остаточной нефти. Как известно, по мере добычи нефти давление в пласте падает, продукция скважины перестает подниматься наверх самотеком, и ее приходится вытеснять, закачивая в коллектор воду или пуская в ход мощные насосы. Иногда прибегают к более сложным и дорогостоящим технологиям извлечения остаточной нефти с использованием физико-химических, гидроакустических и даже микробиологических методов. И все же полностью извлечь нефть из пласта практически невозможно, особенно если она отличается повышенной вязкостью. В редких случаях коэффициент отдачи геологических запасов нефти достигает 40–50 %, чаще всего эта доля не превышает 20 %.

Таким образом, достигнув пределов эксплуатации сухопутных месторождений во многих регионах мира, с середины прошлого века нефтяные компании и нефтегазовая индустрия в целом, все чаще стали обращать свои взоры к морской прибрежной зоне и континентальному шельфу.

1.1.2. Морская геология и запасы углеводородов

Геологическая наука давно предсказывала существование в Мировом океане богатых нефтегазоносных провинций, связанных по своему генезису с месторождениями углеводородов на прилегающих к морскому побережью участках суши. Эти прогнозы полностью оправдались: в 80-е годы прошлого столетия в морях и океанах насчитывалось более 1000 нефтегазоносных районов при площади перспективных для промышленного освоения участков морского дна около 60–80 млн км² [Залогин, Кузьминская, 1993].

Известные ориентировочные оценки морских запасов углеводородов колеблются в очень широких пределах — от 300 до 2000 млрд т условного топлива. Несмотря на большой разброс подобных оценок, можно не сомневаться в грандиозности углеводородного потенциала Мирового океана и перспективности его промышленного освоения в XXI веке. В этом легко убедиться, если ознакомиться с регулярно публикуемыми Международным агентством энергетики [IEA, 2009] списками наиболее значимых мировых месторождений нефти и газа. Из просмотра этих списков легко сделать вывод о том, что около 80 % крупных, гигантских и супергигантских месторождений расположены не на суше, а на континентальном шельфе тех или иных регионов.

Большинство известных нефтегазоносных провинций в Мировом океане тяготеет к прибрежным и шельфовым зонам на глубинах до 400–500 м. Как следует из теории «лавиной седиментации», разработанной академиком А.П. Лисицыным [1994], наиболее благоприятные условия нефтегазообразования складываются в районах быстрого и интенсивного формирования осадочных отложений. По некоторым ориентировочным оценкам геологов, ресурсы жидких углеводородов в осадочной толще морей и океанов могут достигать 500 млрд т, при этом доля запасов нефти и газа в морских осадочных структурах составляет 60–70 % от общемировых показателей.

Известна также приуроченность крупнейших нефтегазоносных бассейнов морского шельфа к зонам расположения тектонических узлов, которые отли-

чаются повышенной сейсмичностью, интенсивными тепловыми потоками, активными динамическими процессами и глубоко расчлененным рельефом дна [Мазарович, 2005]. Характерно, что к зонам влияния тектонических узлов тяготеют также районы повышенной биопродуктивности шельфовых экосистем. Скорее всего это объясняется не только особенностями геологической структуры морского дна, но и общими закономерностями циркуляции водных масс, распределения биогенных веществ и терригенного стока и другими сложными биогеохимическими процессами в периферических (маргинальных) областях океана. В ряде работ показано также явное тяготение нефтегазоносных структур к дельтовым и авандельтовым отложениям палеорек. К 1990 г. в 40 крупнейших нефтегазоносных бассейнах мира выявлены более 1500 скоплений углеводородов в толще дельтовых отложений [Артемьев, 1993].

В географическом плане важно отметить, что наиболее значимые из открытых в прошлом веке морских месторождений углеводородов расположены в основном в незамерзающих морях с теплым или умеренным климатом на глубинах воды менее 300 м. К ним относятся открытые к 1960 г. гигантские и уникальные нефтяные месторождения в бассейне Персидского и Мексиканского заливов, у берегов Венесуэлы, а также выявленные в конце прошлого века сверхкрупные нефтяные и газовые месторождения на шельфах Бразилии, Анголы, Нигерии, в Каспийском море и других регионах (рис. 1.1, вклейка).

В настоящее время основная часть эксплуатируемых морских запасов углеводородов сосредоточена на Ближнем и Среднем Востоке в гигантских месторождениях Персидского залива (66 % нефти и 65 % газа) [Дмитриевский, Белонин, 2004]. На втором месте находится Латинская Америка, где запасы сосредоточены в шельфовых месторождениях Бразилии, Мексики и Венесуэлы. Далее следуют Африка (преимущественно Гвинейский залив), Южная и Юго-Восточная Азия и Западная Европа (Северное и Норвежское моря).

Примерно в 1960-е годы в США и некоторых других странах возник интерес к углеводородным ресурсам Арктики. Накопленные к настоящему времени данные геолого-разведочных и промысловых работ, а также некоторые ориентировочные оценки [Engelhard, 1994; АМАР, 1997; Мазур, 1997; АМАР, 2007] дают основания полагать, что потенциальные ресурсы нефти и газа в арктических морях соизмеримы с разведанными мировыми запасами углеводородов. По последним данным Геолого-разведочной службы США, к северу от Полярного круга на глубинах до 500 м сосредоточено около 30 % неразведанных мировых запасов природного газа и около 13 % неразведанных мировых запасов нефти [Gautier et al., 2009]. Вероятностная картина распределения этих запасов показана на рис. 1.2 (вклейка). Надо признать при этом, что детальной оценки углеводородных ресурсов к северу от Полярного круга до сих пор нет. В то же время существуют серьезные сомнения экологического и экономического характера относительно целесообразности масштабной экспансии нефтегазовой индустрии на арктический шельф [WWF, 2010; Kroh et. al., 2012; Богоявленский, Богоявленский, 2014].

Наряду с разведкой и исследованием углеводородных ресурсов шельфа (обычно на глубинах до 200–400 м), в последние десятилетия усилился интерес к изучению нефтегазоносных структур, тяготеющих к глубоководным котловинам

океанов и окраинных морей [Левин, 1994; Авдонин и др., 2004]. Известные результаты геофизических съемок и глубоководного бурения на глубинах воды до 2–5 км выявили признаки нефтегазоносности вблизи подводных континентальных склонов Атлантического, Индийского и Тихого океанов, а также Берингова, Японского, Черного, Карибского, Эгейского и других морей. Суммарная площадь глубоководных котловин, перспективных в отношении нефтегазоносности, составляет порядка 10–40 млн км², а доля аккумулированных здесь углеводородов может достигать 35–40 % от общих потенциальных ресурсов всей акватории Мирового океана [Левин, 1994; Алексеев, Друщиц, 2000].

К настоящему времени в глубоководных областях Мирового океана разведано свыше 2,6 млрд т запасов жидких углеводородов и 1,5 трлн м³ газа [Козловский, Малютин, 2010]. Сложились три главных центра глубоководных работ: у берегов Бразилии, вдоль западного побережья Африки (от Сенегала до Намибии) и в Мексиканском заливе. В этих районах на больших глубинах пробурены свыше 700 поисковых скважин и открыты 150 месторождений нефтяных и газовых месторождений, включая ряд месторождений-гигантов. Совокупные разведанные запасы только трех из 40 глубоководных месторождений в морской зоне Бразилии составляют более 1,1 млрд т нефти.

Особенно высокими темпами идет разведка и освоение глубоководных ресурсов США в Мексиканском заливе (рис. 1.3). За последние 10 лет прошлого века здесь были открыты 67 месторождений за пределами изобаты 300 м, некоторые из них имеют запасы более 100 млн т. В некоторых регионах (в основном у берегов Бразилии и в Мексиканском заливе) уже ведется промышленная добыча нефти из отложений континентального склона и его подножия при глубине моря до 2000 м.

Судя по последним известным оценкам [IEA, 2009], суммарные геологические ресурсы морей и океанов составляют около 300 млрд т нефти и 150 трлн м³ газа. Ясно, что эти оценки весьма относительно и скорее всего занижены. По мере расширения масштабов и географии поисковых геолого-разведочных работ в Мировом океане величины запасов углеводородов могут существенно возрасти. Это

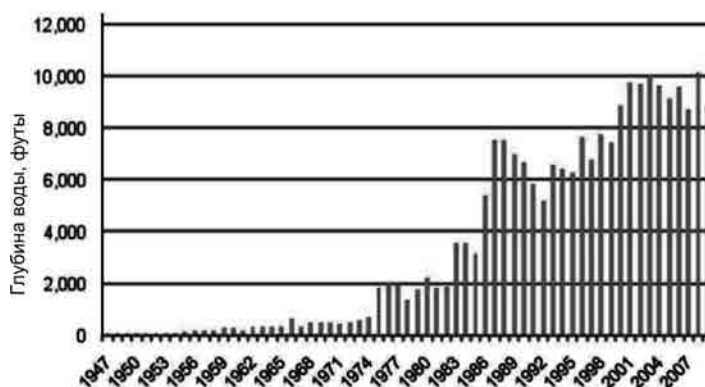


Рис. 1.3. Динамика нарастания максимальной глубины бурения скважин в Мексиканском заливе в период 1947–2009 гг. (www.eoearth.org/article)

особенно вероятно, если учесть полное отсутствие каких-либо сведений об углеводородных ресурсах Антарктиды и ее шельфа, а также слабую геологическую изученность арктического шельфа, в частности российских шельфовых морей Восточной Арктики.

Газогидраты. Особый интерес и перспективу в долгосрочном плане представляют морские запасы газогидратов, т. е. твердых соединений природного газа (в основном метана) и воды, образующихся в толще донных осадков при сочетании высокого давления, низких температур и некоторых других факторов среды. С физико-химической точки зрения газогидраты можно рассматривать как одну из разновидностей льда с высоким содержанием газа. Мощность осадочных пластов с включениями газогидратов сильно колеблется, а толщина пластов чистых газогидратов обычно не превышает нескольких сантиметров. При контакте с атмосферой газогидраты быстро распадаются на воду и газ с выделением из 1 м³ газогидрата около 180 м³ природного горючего газа.

Скопления этих твердых углеводородов, напоминающих по внешнему виду спрессованный снег и получивших название «белый уголь», были обнаружены российскими учеными на суше еще в 1965 г. в районах вечной мерзлоты в Западной Сибири. Позже было установлено, что термодинамические условия для устойчивого газогидратообразования охватывают до 25 % площади суши в приполярных районах и около 10 % площади Мирового океана, особенно в зонах сочленения шельфа с континентальным склоном [Зубова и др., 1990; Алексеев, Друщиц, 2000]. Газогидраты обнаружены в толще донных отложений (до 400 м от поверхности осадков) на глубинах моря от 400 до 5000 м, где они образуются как за счет подтока углеводородов из очагов катагенетического (глубинного) образования нефти, так и в результате возникновения биогенного метана в донных осадках.

В настоящее время известны около 50 крупных потенциальных очагов морского газогидратообразования, во многих из них газогидраты были обнаружены и выделены при бурении скважин. Они расположены практически во всех морских регионах, в т. ч. в котловинах вдоль берегов Центральной и Южной Америки, в Мексиканском заливе, море Бофорта, а также в Беринговом, Охотском, Японском, Черном, Каспийском и многих других морях. Известные суммарные оценки ресурсов этих углеводородов колеблются в очень широких пределах — от 10¹⁵ до 10¹⁸ м³, но даже при минимальных величинах они на порядок превышают извлекаемые запасы всех остальных известных в мире месторождений природного газа. Есть все основания говорить о потенциальных планетарных ресурсах метановых углеводородов на дне Мирового океана, которые могут стать новым источником углеводородного топлива. Не случайно, за последние годы интерес к этой проблеме резко возрос во многих странах как в научных кругах, так и в сфере крупного бизнеса [Collett, 2002; Watkins, 2006; Fletcher, 2008].

Геологические ресурсы газа в газогидратных скоплениях США составляют около 1000 трлн м³. Если удастся извлечь хотя бы 1 % газа из этих скоплений, потребности США в природном газе могут быть удовлетворены в течение 100 лет [Petzet, 2007]. Запасы газа в морских газогидратных залежах Канады оценены в пределах 50–800 трлн м³, в Индии они составляют около 1900 трлн м³, в Японии — более 120 трлн м³. Имеются сведения об обнаружении крупных скопле-

ний газогидратов в морской экономической зоне Китая, Южной Кореи, Украины и других стран. Как правило, прогнозные ресурсы таких скоплений в десятки и сотни раз превосходят доказанные запасы природного газа в этих странах [Анфилатова, 2008].

Надо подчеркнуть, что концентрация газогидратов в скоплениях обычно очень мала, а их извлечение из донных отложений сопряжено с чрезвычайными трудностями. Именно поэтому техника и технология промышленного (рентабельного) освоения морских газогидратных залежей путем их перевода из твердого состояния в газообразное пока не разработаны. Можно предполагать, что для этого будут использованы те же приемы, которые применяют при борьбе с отложением газогидратов на стенках труб и оборудования при промысловых работах и транспортировке природного газа по трубопроводам. Обычно в таких случаях прибегают к снижению давления, закачке ингибиторов (метанол, гликоли, раствор хлорида калия) либо к повышению температуры до точки выше температуры гидратообразования. При использовании подобных технологий на морском дне несомненно будут возникать экологические нарушения, скорее всего более серьезные, чем при традиционной добыче нефти и других полезных ископаемых, например железо-марганцевых конкреций.

Несмотря на очевидные трудности промышленного освоения морских запасов газогидратов, работы в этом направлении активно ведутся в последнее время в ряде стран (США, Канада, Япония, Китай, Индия, Украина и др.) в рамках приоритетных национальных программ с участием ведущих нефтяных компаний и исследовательских центров. В некоторых странах, например в Японии и Южной Кореи, опытно-промышленная и затем промышленная разработка газогидратных залежей планируется в ближайшие 5–10 лет [Анфилатова, 2008]. В США добыча природного газа из морских газогидратов может стать возможной через 10–15 лет [АМАР, 2010].

Таким образом, в перспективном плане газогидратные залежи представляют собой уникальный и грандиозный резерв углеводородов планетарного масштаба. Как быстро и какими способами будет освоен этот интригующий и пока еще слабо изученный резерв покажут время и ситуация на мировом рынке энергоресурсов.

1.1.3. История и география добычи нефти в море

Первые шаги в море. Первые морские нефтепромыслы появились еще в XIX веке. Так, в 1824 г. у побережья Апшеронского полуострова в 20–30 м от берега вручную соорудили изолированные от воды колодцы и черпали нефть с морского дна на мелководье. В Японии в 1870 г. был намыт остров для возведения нефтяных вышек. В конце XIX в. в США у берегов Калифорнии и Виргинии применяли наклонные бурения с прибрежных насыпей и эстакад с уходом скважин на расстояния до 200 м от берега (рис. 1.4). Аналогичные работы проводились на побережье Мексиканского залива, Венесуэлы и некоторых других стран.

Однако по-настоящему заметный прорыв в сторону морского шельфа был сделан нефтяниками после Второй мировой войны, когда в море стали появляться первые крупноблочные буровые платформы и другие инженерные сооружения

для добычи нефти. Вначале они стояли на мелководье и прижимались к берегу, затем начали уходить дальше на шельф. Это происходило у берегов Северной Америки, в Персидском заливе, Карибском бассейне и в других регионах. Одна из первых в мире промысловых нефтяных платформ была построена в 1947 г. в Мексиканском заливе в 16 км от берега.

В бывшем СССР первые шаги к морским нефтепромыслам были сделаны в 20-е годы прошлого века на Каспии в районе Баку. В 1934 г. на острове Артем впервые удалось выполнить так называемое кустовое бурение, при котором несколько скважин бурятся с одной площадки. В 1935 г. там же было сооружено первое на Каспии металлическое основание для разведочных буровых работ в море. В послевоенное время после открытия уникального месторождения у берегов Апшеронского полуострова к 1970 г. на расстоянии до 40 км от берега были построены около 2000 стальных платформ, буровых площадок и других конструкций, соединенных эстакадами протяженностью более 300 км [Оруджев, 1974]. Так возник гигантский нефтедобывающий комплекс «Нефтяные камни» с разветвленной производственной и социальной инфраструктурой, который функционирует до сих пор. В 2009 г. здесь отметили 60 годовщину с момента сооружения этого уникального морского города на сваях (рис. 1.5).

Описанные выше и некоторые другие пионерские проекты добычи нефти в море были первыми шагами, положившими начало крупномасштабной экспансии нефтегазовой индустрии на акватории морей и океанов. Стало ясно, что нефтяники пришли в море с серьезными намерениями и останутся здесь надолго.

География морских нефтепромыслов. География современной морской добычи углеводородов впечатляюще широка. Силуэты нефтяных вышек и буровых платформ, уходящих на сотни миль от берега и на сотни метров в глубину, стали характерной приметой многих морских регионов. Их можно встретить сейчас на всех широтах — от коралловых рифов у берегов Австралии до арктических морей. Тысячи таких платформ, каждая из которых является, по существу, крупным предприятием, извлекают нефть и газ на шельфе около 100 стран мира в количествах, достигших к 2010 г. более 30 % от общих объемов мировой добычи. По объемам добываемой в море нефти первое место (по состоянию на 2010 г.) занимает Западная Европа (26 %), затем следуют Латинская Америка (21 %), Ближний и Средний Восток (19 %), Африка (13 %), Юго-Восточная Азия (9 %) и Северная Америка (8 %). Поисково-разведочные работы ведутся сейчас на шельфе почти всех из 120 морских стран и на всех широтах, кроме Антарктики.

Первые наиболее крупные нефтепромысловые центры стали складываться в 1950-е годы в Персидском и Мексиканском заливах, на шельфе Венесуэлы и Калифорнии. Супергигантские (уникальные) месторождения нефти с запасами более 5 млрд т сосредоточены в основном в районе Персидского залива.

Особенно быстрый рост добычи углеводородов и широкая экспансия морских нефтепромыслов в море наблюдались в 1970-е годы. К этому времени были открыты и основательно разведаны сотни крупных (иногда гигантских и уникальных) месторождений нефти и газа на шельфе Атлантического океана (Мексиканский залив, Карибское море, Гвинейский залив), восточной части Тихого океана (залив Кука, прибрежные воды Калифорнии), у берегов Аляски, Канады, Австралии,

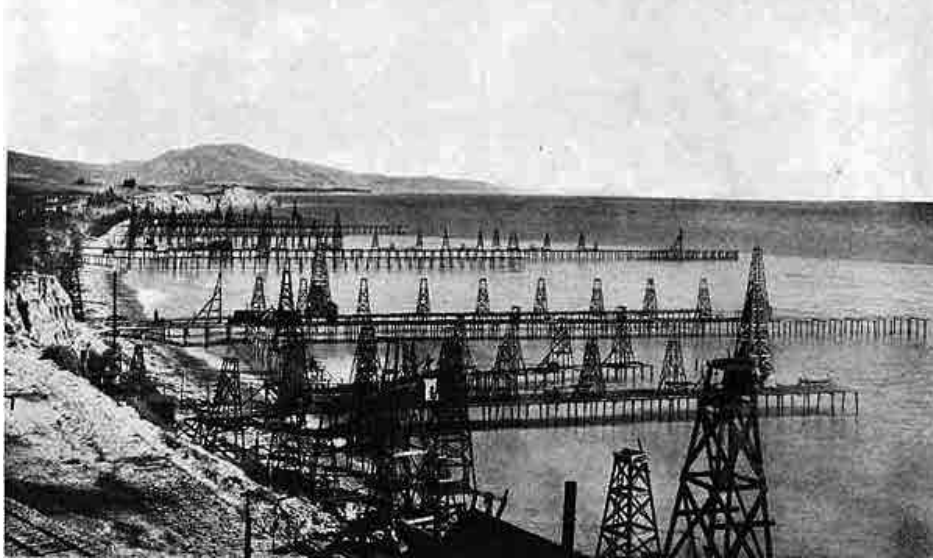


Рис. 1.4. Первые шаги по освоению нефтяных богатств моря в США (1896 г., побережье Калифорнии) (www.hubbertpeak.com/history)



Рис. 1.5. Нефтедобывающий комплекс «Нефтяные камни» на Каспии у берегов Апшеронского полуострова (www.mxpr.livejournal.com)

Новой Зеландии, в Персидском и Суэцком заливах, Северном и Средиземном морях, на шельфе Юго-Восточной Азии. В результате освоения этих месторождений в число нефтедобывающих стран вошли Великобритания, Норвегия, Италия, Малайзия, Индонезия и ряд других стран. В некоторых странах (например, в Норвегии, Великобритании и Бразилии) добыча нефти и газа полностью сконцентрирована на континентальном шельфе.

За относительно короткое время (20–30 лет) к началу 1990-х гг. доля извлекаемых с морского дна углеводородов возросла до 25 % от мировых объемов добычи нефти и газа. К 2000 г. объемы морского бурения приблизились к 3000 скважин в год при наибольших темпах прироста в США, Южной Америке и Африке и при рекордных глубинах проходки скважин до 7000–8000 м в Мексиканском заливе [Нефтегазовые технологии, 2000]. В морских экономических зонах Европейских стран задействованы 6315 скважин [European Commission, 2011].

Важнейшей мировой тенденцией последних лет является смещение морских нефтепоисковых и промысловых работ в глубоководные области морей и океанов на континентальном склоне. Это особенно проявилось у берегов Бразилии, Западной Африки и в Мексиканском заливе. Например, в Бразилии около 70 % общей нефтедобычи обеспечивается глубоководными морскими месторождениями с суммарными запасами более 1 млрд т, расположенными под слоем воды от 400 до 2000 м. Объектами поисковых работ все чаще становятся районы с глубинами моря более 3000 м. В 2010 г. в Китае задействована полупогружная буровая платформа, способная бурить скважины на глубине до 10 тыс. м, т. е. практически в любой точке Мирового океана.

Экспансия на север. Известно, что для достижения приемлемой рентабельности нефтегазовых промыслов их создавали вначале в теплых (незамерзающих) морях, особенно в регионах с развитой прибрежной инфраструктурой (Мексиканский залив, шельф Калифорнии, Каспийское море и др.). В то же время северные (особенно арктические) моря долгое время оставались для нефтяников *terra incognita* из-за суровых природно-климатических условий. Определенный прорыв в этом отношении произошел в 1960-х гг., когда поисковые бурения в Северном море, а затем в прилегающей акватории Норвежского моря показали, что этот регион вмещает одно из крупнейших в мире газонефтяных резервуаров. Здесь начались масштабные промысловые работы, позволившие за короткое время газифицировать многие Европейские страны и радикально улучшить их топливно-энергетический баланс. Только в экономической зоне Великобритании были открыты более 300 месторождений, из которых около половины газовых [Knott, 1993; OSPAR, 2000].

В 1970-е гг. началась экспансия нефтегазовой индустрии в моря Арктики и Субарктики. Многолетний опыт выполнения масштабных работ по разведке и освоению нефтегазовых ресурсов арктического шельфа накоплен в США и Канаде. Первые промышленные разработки начались в заливе Кука в середине 1970-х гг. Позже эта деятельность сосредоточилась в основном на шельфе моря Бофорта, где в 1986 г. была построена первая крупная нефтедобывающая платформа ледового класса. Наиболее значимые из эксплуатируемых сейчас месторождений в море Бофорта прилегают к дельте р. Макензи и северному склону

Аляски. Отметим, что практически вся акватория в этом регионе большую часть года находится подо льдом, а северная часть моря постоянно покрыта мощными ледяными полями.

Особенно впечатляющие результаты в разведке и освоении нефтяных ресурсов северных морей достигнуты в Норвегии, шельф которой в 4 раза превосходит по площади ее территорию. Здесь был открыт ряд уникальных углеводородных месторождений, в т. ч. несколько гигантских (например, «Troll» и «Ekofisk»). Одновременно с разработкой углеводородных ресурсов Северного моря, в 1980-е гг. Норвегия приступила к аналогичным работам в Норвежском и Баренцевом морях, где с помощью самых передовых технологий также удалось обнаружить перспективные участки шельфа, в т. ч. гигантское месторождение «Snohvit» с запасами около 200 млрд м³ газа и конденсата. Разработка шельфовых месторождений, в т. ч. за Полярным кругом, привела к тому, что Норвегия вышла в число мировых лидеров по объему экспорта углеводородов, занимая в этом списке третье место после Саудовской Аравии и России.

В последние годы возник повышенный интерес к нефтегазовым ресурсам на шельфе Гренландии. Более 10 крупнейших нефтяных компаний ведут здесь активные геолого-разведочные работы. Полученные результаты показывают высокую нефтегазоносность восточного шельфа Гренландии, где, судя по некоторым оценкам, запасы нефти могут достигать 100 млрд т. Перспективные нефтегазные районы обнаружены в последнее время на шельфе Исландии и Фарерских островов [OSPAR, 2010].

При всей очевидной грандиозности углеводородных ресурсов морей Арктики (см. рис. 1.2), надо отметить, во-первых, их слабую геологическую изученность по сравнению с другими морскими регионами и, во-вторых, чрезвычайно высокие экологические риски и технические трудности освоения этих ресурсов из-за суровых природно-климатических условий (низкие температуры, ледяной покров, полярная ночь и т. д.) и отсутствия развитой инфраструктуры на побережьях (порты, аэродромы и др.). Преодоление этих трудностей возможно лишь путем привлечения огромных капиталов и с помощью современных технических средств, сопоставимых по сложности и стоимости с космической техникой.

Возможно, что доступность углеводородных ресурсов арктического шельфа (разведка, добыча, транспортировка и др.) будет заметно возрастать по мере потепления климата Арктики и ослабления ледяного покрытия моря в этом регионе. По некоторым оценкам [Peters et. al., 2011], уже к середине текущего столетия основная часть арктических морей может быть свободной ото льдов в летнее время. В то же время надо отметить повышенную уязвимость и уникальность природы Арктики, что вполне оправдывает известные опасения по поводу расширения здесь морской нефтегазодобывающей деятельности [WWE, 2010; Kaltenstein, 2011; Kroh et. all., 2012]. Особую тревогу вызывает высокий риск аварийных ситуаций в арктических морях и неизбежность катастрофических последствий в таких случаях. В этих условиях необходимо иметь четкое и объективное представление о потенциальных угрозах для морских экосистем и биоресурсов и наметить стратегию адекватного реагирования на подобные угрозы. Такого рода меры разрабатываются сейчас как в отдельных странах, так и на международном уровне (т. 2, гл. 6).

1.2. МОРСКОЙ НЕФТЕГАЗОВЫЙ КОМПЛЕКС

1.2.1. Основные черты и особенности

Наиболее наглядным свидетельством деятельности нефтяников на морских акваториях обычно служат буровые платформы, которые можно видеть сейчас на многих морях и широтах. Надо учитывать при этом, что платформы — это лишь один из многих элементов гигантской по своим масштабам, чрезвычайно сложной, многообразной и относительной молодой индустрии, которую логично называть морским нефтегазовым комплексом (МНГК). Его назначение сводится не только к извлечению углеводородов с морского дна, но и к их первичной переработке, хранению и транспортировке. Ясно, что решение каждой из этих задач в море и на побережье с учетом требований технической и экологической безопасности является серьезным вызовом современной науке и технике. Думаю, не будет большим преувеличением утверждение о том, что освоение углеводородных ресурсов Мирового океана в XXI в. (особенно на больших глубинах и в морях Арктики) будет таким же научно-техническим прорывом, каким явилось использование атомной энергии или освоение космического пространства в XX в.

Одной из характерных черт деятельности в рамках МНГК является достаточно строгая последовательность (этапность) операций и работ при создании объектов и инфраструктуры на каждом новом месторождении по мере его освоения. Эта последовательность включает такие обязательные этапы, как геолого-геофизические работы, поисково-разведочное бурение, инженерные изыскания, подводно-технические операции, строительство платформ и трубопроводов, прокладку внутривидеомониторинговых коммуникаций и средств связи, извлечение углеводородов, их первичную сепарацию, хранение, транспортировку и др. Спустя 10–20 лет после начала промысловых работ чередование этапов может нарушаться, и тогда в пределах одного и того же месторождения могут проводиться одновременно, например, инженерные изыскания в одном месте и работы по ликвидации скважин и платформ в другом. Длительность эксплуатации крупных нефтегазовых месторождений обычно составляет не менее 20–30 лет.

Другая особенность МНГК вытекает из того факта, что этот комплекс буквально *встроен в морскую среду*, и потому неизбежно оказывает на нее прямое воздействие. С другой стороны, объекты МНГК (платформы, трубопроводы, танкеры и др.) подвержены воздействию всех природных факторов и стихий в открытом море и на берегу (штормы, ураганы, землетрясения, цунами, ледяные поля, айсберги и пр.). Это не только создает огромные технические проблемы на всех стадиях освоения морских месторождений — от разведочных работ до ликвидации промыслов, но и делает морские нефтепромыслы одним из наиболее опасных видов деятельности человека в природной среде. Последнее обстоятельство, к сожалению, убедительно подтверждается официальной статистикой аварий и хроникой катастроф при добыче и перевозке нефти в море [Патин, 2008]. Более подробно о событиях такого рода и их последствиях речь пойдет в гл. 2.

1.2.2. Надводные и подводные промыслы

Из сказанного выше очевидна еще одна особенность МНГК, а именно — большое разнообразие входящих в него инженерных сооружений, включая стационарные, плавучие, передвижные и подводные технические средства разного назначения. Это относится прежде всего к платформам и другим гидротехническим объектам, а также к специализированным судам, которые можно разделить на две группы в зависимости от их назначения — для поисково-разведочного бурения либо для создания и эксплуатации промысловых скважин [Вяхирев и др., 1999; Носков, Правдивец, 2004]. В пределах каждой из этих групп выделяются еще две подгруппы объектов, предназначенных для работы в незамерзающих либо замерзающих морях.

Искусственные острова. Среди многих факторов, определяющих конструкцию объектов надводного промысла в том или ином районе, решающее значение имеет глубина моря в районе залегания месторождения. Как описано выше, морская добыча нефти в ряде стран начиналась с возведения на мелководье (глубины до 20–30 м) эстакадных сооружений, насыпных дамб и островов. Сейчас эти способы ушли в прошлое, за исключением практики сооружения искусственных островов из песка и гравия в прибрежной зоне некоторых морей, в основном в Арктике и на Каспии. Кроме того на арктическом шельфе Северной Америки была разработана и широко использовалась в 1980-е гг. технология создания ледяных островов и защитных ледовых покрытий вокруг буровых установок путем распыления морской воды в зимнее время [Croasdale, 1991].

С 1960-х гг. на арктическом шельфе США и Канады были построены десятки искусственных островов разного типа, с которых пробурены сотни разведочных и промысловых скважин. Только в канадском секторе моря Бофорта возведены более 30 искусственных островов для буровых площадок, что позволило вести буровые и промысловые работы круглый год [Мацкевич, 2006]. Самый крупный гравийный остров в море Бофорта диаметром рабочей площади около 140 м и высотой 6,5 м над уровнем моря был построен за два летних сезона на глубине 20 м. Для этого потребовалось намывать более 5 млн т песка и гравия. Один из последних искусственных островов показан на рис. 1.6. Он был возведен недавно в 6 км от побережья Аляски для круглогодичной добычи нефти из месторождения на глубине 3800 м ниже поверхности дна.

Выполненные в 1970-е гг. работы компании ExxonMobil на шельфе Аляски показали, что наиболее эффективным способом возведения ледяных островов в Арктике является наращивание льда путем распыления морской воды в зоне берегового припая. При этом удавалось создавать острова диаметром до 400 м и высотой от 5 до 13 м над уровнем моря [Weaver, Poplin, 1997]. Учитывая сходство природных условий в арктических морях, надо полагать, что опыт строительства искусственных островов у берегов моря Бофорта и Аляски может быть полезным при освоении углеводородных ресурсов в арктических морях России.

Платформы. По данным официальной статистики [GESAMP, 2007], к 2000 г. на континентальном шельфе морских стран насчитывалось около 6500 действующих промысловых платформ, из них примерно 4000 — в Мексиканском заливе,

около 1000 — на шельфе Юго-Восточной Азии, остальные — в морях Ближнего Востока, Европы и у берегов Южной Америки, Африки и Австралии. Некоторые из этих сооружений отличаются поистине циклопическими размерами (рис. 1.7) и способны выдерживать экстремальные динамические нагрузки — ураганные ветры, гигантские волны и цунами, сильные землетрясения и мощные ледяные поля. Отметим, что помимо действующих платформ на морских акваториях возвышаются тысячи заброшенных платформ и других сооружений, отработавших свой срок. Их демонтаж и ликвидация сопряжены с большими экологическими рисками и огромными финансовыми затратами (гл. 2).

На рис. 1.8 (вклейка) схематически отображены наиболее распространенные в практике морских нефтепромыслов типы платформ с установками для бурения скважин и добычи нефти (погружные, полупогружные, самоподъемные, гравитационные и др.). Выбор того или иного типа платформ определяется совокупностью конкретных условий в данном регионе (глубина моря, ледовая ситуация, геологическая структура и рельеф дна, горизонт залегания продуктивных пластов и др.). Некоторые из ныне действующих современных платформ на морских месторождениях показаны на рис. 1.9–1.12 (вклейка).

Для эксплуатационного бурения и добычи углеводородов на малых глубинах воды (примерно до 40–50 м) обычно сооружаются стационарные платформы многопалубного типа, на которых можно работать одновременно с большим количеством скважин (от 10 до 50 и более). С увеличением глубины моря приходится применять все более сложные и разнообразные конструкции и технологии. В таких ситуациях используют самоподъемные и плавучие буровые установки, оснащенные опорами и понтонами, либо применяют полупогружные платформы, которые удерживаются на месте при помощи якорей или сложной системы динамической стабилизации. Наибольшей оперативностью отличаются буровые суда, способные быстро менять дислокацию и работать на больших глубинах.

Набор техники и оборудования на промысловых платформах зависит прежде всего от состава и запасов извлекаемых углеводородов. Простейший вариант такого набора на платформах, предназначенных для добычи газа, включает в себя окончания скважин, сепарационные системы для отделения воды и конденсата от газа и компрессорные установки для перекачки газа. Платформы для извлечения нефти, а также нефти и газа отличаются более сложным технологическим оборудованием для сепарации и первичной обработки нефтегазовых смесей. Каждая буровая платформа имеет энергетические установки, использующие газ или дизельное топливо. Избыточное количество газа сжигается в факелах, которые остаются до сих пор необходимым элементом технологии нефтегазовых промыслов. Промысловые платформы обеспечены также системами охлаждения, в которых используют морскую воду с расходом до 30 тыс. м³/ч и температурой при сбросе до 10 °С выше первоначальной.

Общее количество пробуренных в Мировом океане скважин глубиной до 4–5 км ниже поверхности морского дна к концу прошлого века превышало 150 тыс., а объемы морских бурений составляли 3500–4000 скважин в год, из них 500–600 относились к разведочным скважинам, а остальные — к эксплуатационным [Вяхирев и др., 1999]. Большинство рекордных глубоководных бурений было



Рис. 1.6. Искусственный остров для добычи нефти у побережья Аляски
(www.oilrig-photos.com)

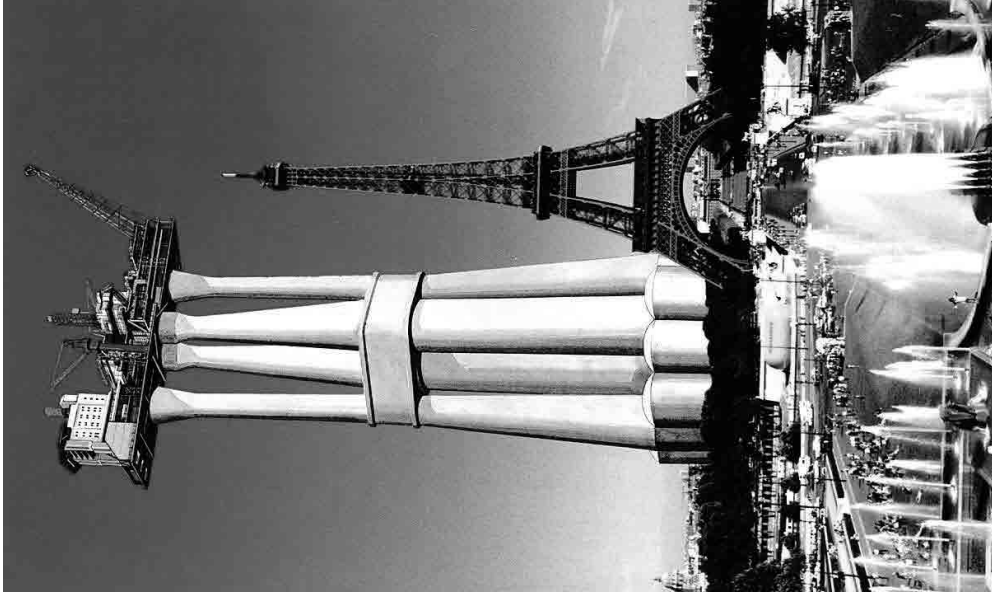


Рис. 1.7. Циклопические размеры некоторых объектов морских нефтепромыслов на примере платформы «Тролл-А» высотой 470 м и весом 660 тыс. т, установленной в 1996 г. в Северном море
(www.oilrig-photos.com)

выполнено в Мексиканском заливе, где пробурены десятки скважин на глубине воды от 1500 до 3000 м. Поисково-разведочные работы ведутся сейчас на шельфе почти всех морских стран.

В суровых климатических и гидрометеорологических условиях на мелководном шельфе северных (особенно арктических) морей приходится строить стационарные ледостойкие платформы на гравитационном основании. Благодаря своей огромной массе такие сооружения прочно стоят на дне и способны противостоять воздействию мощных ледовых полей, штормов и айсбергов. Вверх от основания поднимаются полые опорные колонны, в которых могут размещаться хранилища добытой нефти или склады оборудования. Изготовленную на заводе опорную конструкцию, которая иногда имеет вид гигантского перевернутого стола с четырьмя ножками, буксируют к месту назначения, затапливают (рис. 1.13) и затем надстраивают верхнюю часть. Основная трудность при конструировании подобных платформ состоит в том, чтобы добиться максимальной плотности расположения высокотехнологичного оборудования на минимальной площади, что приближает эту задачу по сложности к проектированию космического корабля.

Самая крупная в мире нефтепромысловая ледостойкая платформа гравитационного типа «Hibernia» была установлена в 1997 г. в морской зоне Канады на расстоянии 315 км от берегов Ньюфаундленда (см. рис. 1.12, вклейка). Ее полная высота равна 224 м, а общий вес после загрузки балластом кессонного основания и нефтехранилища составляет 1,2 млн т. Экипаж платформы насчитывает 280 че-



Рис. 1.13. Затапливание железобетонного основания платформы «Лун-А» на северо-восточном шельфе Сахалина на глубине 50 м (июнь 2005 г., проект «Сахалин 1») (www.sakhalin1.ru)

ловек. К 2005 г. здесь было пробурено более 50 скважин, что позволило довести ежегодную добычу с платформы до 10 млн т нефти.

По высоте подводного основания рекорд принадлежит платформе «Petronius», установленной на якорях в 1997 г. на одном из месторождений в Мексиканском заливе. При общей высоте этой конструкции 610 м на надводную часть приходится лишь 75 м. С платформы пробурены более 20 скважин, из которых извлекают ежедневно до 3000 т нефти и 2 млн м³ газа.

Рекордной глубиной залегания эксплуатируемого нефтяного месторождения в конце прошлого века стала глубина моря 1850 м у берегов Бразилии, где работала промысловая платформа «Petrobras P-36». В марте 2001 г. в результате пожара и взрыва платформа затонула. Известны и другие катастрофы такого рода (гл. 2). Однако исследования и инженерные работы по освоению глубоководных месторождений углеводородов по-прежнему интенсивно ведутся в разных странах и регионах. Несмотря на огромные затраты и технические трудности, промышленные работы в таких районах могут быть рентабельными благодаря высокой производительности глубоководных скважин.

Плавучие установки и суда. Помимо стационарных платформ, опирающихся на морское дно либо прикрепленных к нему, в практике морских нефтепромыслов широко используются буровые суда, а также плавучие установки для добычи, хранения и отгрузки нефти (FPSO, floating production, storage and offloading system), которые могут передвигаться самостоятельно и работать на любых глубинах. Эти похожие на танкеры плавучие установки (рис. 1.14) способны не только принимать и хранить продукцию скважин, но и проводить ее первичную обработку, в частности разделять жидкие и газообразные фракции. Более сотни таких установок оперирует сейчас в Мировом океане, где, они как правило входят в состав морских нефтепромыслов, обеспечивая передачу нефти от устья скважин на танкеры (рис. 1.15).



Рис. 1.14. Плавучая установка «Sea Rose» для добычи, хранения и отгрузки нефти способна принять из скважин до 140 тыс. т нефти

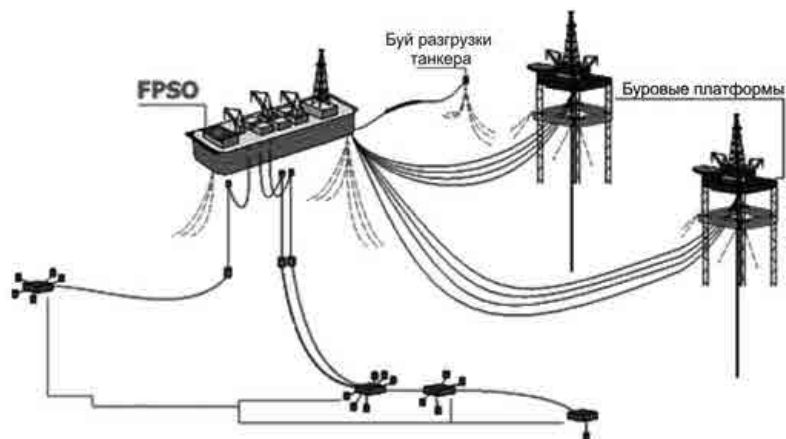


Рис. 1.15. Схема морского нефтепромысла с участием плавучих установок типа FPSO (www.eco-sea.com)

В последнее время все большее распространение получают самоходные плавучие системы, сочетающие в себе функции судов типа FPSO и бурового судна. Они получили название плавучих установок для бурения, добычи, хранения и отгрузки нефти (FDPSO, floating drilling, production, storage and offloading). Главное достоинство таких установок — возможность быстрой передислокации и работы на больших глубинах. Для бурения глубоководных скважин на установках такого типа используются новейшие системы спутникового динамического позиционирования буровой установки над устьем скважины и компенсации вертикальной и горизонтальной качки. Благодаря этому можно вести буровые работы практически при любых погодных условиях.

Самые большие из существующих сейчас нефтедобывающих самоходных установок типа FDPSO могут вести буровые работы на глубинах воды до 3000 м. В последнее время появились сообщения о вводе в эксплуатацию полупогружной буровой платформы китайского производства, способной бурить скважины на глубинах моря до 10 тыс. м (рис. 1.16, вклейка). Платформа должна приступить к разведочным буровым работам на нефтяных месторождениях в Южно-Китайском море в 2011 г.

К плавучим системам относятся также плавучие нефтеналивные хранилища. Они предназначены для временного хранения сырой нефти со стационарной либо плавучей добывающей платформы, где нет возможности транспортировки нефти по трубопроводу. Чаще всего для этой цели используют переоборудованные танкеры, которые снабжают выносным стационарным или якорным причалом.

Подводные системы. Последние десятилетия ознаменовались новым этапом в развитии техники и технологии морских нефтепромыслов, а именно — внедрением подводных систем бурения и эксплуатации скважин. Их преимущества по сравнению с надводными промыслами особенно очевидны, когда речь идет об освоении так называемых технически недоступных (или труднодоступных) ресурсов. К ним относятся прежде всего углеводородные ресурсы Арктики и

глубоководных участков Мирового океана. Применение подводных методов и средств позволяет исключить трудности и риски, связанные с экстремальными природными условиями на поверхности моря (штормы, ледовый покров и пр.), которые неизбежны при традиционных работах на судах и платформах.

Подводные промыслы основаны на использовании систем подводного заканчивания скважин, устья которых располагаются не на платформе, а на морском дне. Там же находятся устройства и оборудование для сбора и транспорта продукции скважин, подводные трубопроводы, системы поддержания пластового давления, энергоснабжения, телекоммуникаций и управления. Первая подводная скважина была введена в эксплуатацию на шельфе Бразилии на глубине 120 м в 1977 г., а уже к 1986 г. здесь работали 110 скважин такого типа, некоторые из которых находились на глубинах воды около 400 м [Вяхирев и др., 1999]. В настоящее время количество планируемых и реализуемых подводных промыслов в Мировом океане составляет не менее 100 при общем числе подводных скважин более 500.

Впечатляющие успехи в этом направлении достигнуты в последнее время на шельфе Норвегии. Один из крупных проектов такого рода реализуется с 2007 г. в Норвежском море, где обнаружено гигантское газовое месторождение «Ormen Lange», расположенное в 120 км от берега на глубине моря около 1000 м. Как показано схематически на рис. 1.17 (вклейка), проект предусматривает установку на дне подводного бурового оборудования с дистанционным управлением, перекачку продукции скважин по подводному трубопроводу на берег, отделение конденсата и последующую транспортировку газа по самому длинному в мире морскому трубопроводу протяженностью 1200 км в Великобританию. Путем закачки антифриза здесь удалось решить труднейшую задачу глубоководного промысла, связанную с предупреждением гидратообразования в системах извлечения и транспорта углеводородов.

Аналогичным образом сейчас ведется разработка самого северного углеводородного месторождения «Snøhvit», расположенного на глубине 300 м в Баренцевом море на расстоянии 150 км от побережья Норвегии. В рамках этого проекта впервые осуществлена подводная сепарация продукции скважин (отделение газа от конденсата и попутной воды) с последующей перекачкой газа и его сжижением на береговом терминале (рис. 1.18).

Примечательно, что эти и некоторые другие уникальные подводные промыслы осуществляются в открытом море без каких-либо судов, платформ и других надводных сооружений в районе месторождения. Все технологические процессы добычи и транспортировки углеводородов контролируются с берега на удалении около 150 км от подводных модулей. Сейчас решается задача создания дистанционно управляемых подводных комплексов, способных добывать углеводороды на расстоянии до 500–600 км от берегового центра управления [Золотухин, 2006].

Береговые промыслы. Сущность этого способа состоит в том, что на берегу моря сооружают буровую установку и начинают проходку наклонных, а затем горизонтальных скважин в сторону нефтегазоносных горизонтов, залегающих под дном прибрежной полосы моря. В ситуациях, когда морское месторождение располагается близко к суше, этот наземный способ оказывается весьма эффективным, особенно в сочетании с другими методами разработки прибрежных



Рис. 1.18. Завод по переработке и сжижению газа месторождения «Snøhvit» на острове у побережья Норвегии (www.norge.ru)



Рис. 1.19. Береговая буровая установка «Ястреб» для добычи углеводородов по проекту «Сахалин 1» (www.sakhalin1.ru)

месторождений. Одним из удачных примеров может служить добыча нефти на северо-восточном побережье Сахалина, где установлена самая мощная в мире береговая буровая установка «Ястреб», работающая в рамках проекта «Сахалин 1» (рис. 1.19). В 2008 г. здесь была достигнута рекордная протяженность ствола скважины (11,7 км) с выходом на морское месторождение на расстояние до 11 км от берега.

Для полноты картины следует упомянуть о шахтно-тоннельном способе разработки шельфовых месторождений. Его суть состоит в проведении вертикальных шахтных стволов на берегу моря с последующей проходкой горизонтальных тоннелей в сторону моря и бурением из них скважин на продуктивные слои шельфовых месторождений [Вяхирев и др., 1999]. Несмотря на ряд преимуществ этого способа, особенно в условиях арктических морей, такого рода проекты до сих пор не были реализованы нигде в мире.

Перспективы. Анализ соответствующих опубликованных материалов показывает, что к числу актуальных проблем освоения нефтегазовых месторождений Мирового океана, по которым наиболее вероятно будут направлены в ближайшие годы работы и усилия в рамках МНГК, следует отнести:

- наращивание масштабов разведки и объемов добычи углеводородов на больших глубинах;
- внедрение новых систем для подводной добычи углеводородов с дистанционным управлением;
- использование платформ с системами дистанционного управления с береговых терминалов с помощью спутниковой связи;
- повышение нефтеотдачи продуктивных пластов морских месторождений;
- разработку методов и средств освоения месторождений в условиях Арктики, включая создание бурового судна для круглогодичного бурения в арктических морях с толщиной льдов до 3 м;
- внедрение новых экологически эффективных технологий буровых работ, включая разведочное бесскважинное бурение и использование гибких труб (метод колтюбинга).

Краткий анализ с экологических позиций новых методов морских буровых работ будет дан в гл. 2.

1.2.3. Транспортировка углеводородов

По мере расширения географии морской добычи углеводородов и обустройства нефтегазовых месторождений формировались системы транспортировки нефти и газа как по трубопроводам на морском дне, так и с помощью нефтеналивного танкерного флота. Каждый из этих способов имеет свои достоинства и недостатки в зависимости от конкретного сочетания многих факторов и обстоятельств в разных регионах. Доставка природного газа с морских месторождений на берег возможна в настоящее время только с помощью подводных трубопроводов. Сжиженный природный газ перевозится по морю на специальных крупнотоннажных танкерах-газовозах (метановозах).

Трубопроводы. Наиболее эффективным и экологически безопасным способом транспортировки углеводородов в море является их перекачка по подводным трубопроводам [Горяинов и др., 2001]. При этом исключаются риски, связанные с тяжелыми гидрометеорологическими и океанологическими условиями на поверхности моря (штормы, льды и др.). Кроме того, за счет высокого давления в подводных газопроводах при перекачке газа нет необходимости в промежуточных компрессорных станциях, которые на суше обычно устанавливаются через каждые 100–200 км.

Нефть в трубопроводах движется со скоростью до 3 м/сек за счет разницы в давлении, создаваемой насосными станциями. На расстоянии 10–30 км в трубопроводах размещают задвижки, позволяющие перекрывать отдельные участки в случае падения давления при авариях. Внутренний диаметр труб обычно колеблется в пределах от 100 до 1400 мм. Их делают из высокопластичных сталей, способных выдерживать температурные, механические и химические воздействия. Помимо антикоррозионного покрытия трубопроводы покрывают бетонной защитой толщиной до 110 мм. В последнее время все чаще используют трубопроводы из армированного пластика. Они не подвержены коррозии, отличаются большей гибкостью, прочностью и практически неограниченным сроком эксплуатации.

В зависимости от назначения различают 3 типа морских трубопроводов:

- промысловые — соединяют скважины с различными объектами на данном промысле;
- межпромысловые — служат для технологической связи платформ и других объектов на соседних промыслах;
- магистральные — прокладывают для доставки нефти и газа от месторождений до мест перевалки и потребления.

К настоящему времени общая протяженность уложенных на морском дне трубопроводов в районах добычи углеводородов превышает 150 тыс. км. Только в Мексиканском заливе сеть морских трубопроводов разного назначения имеет суммарную длину около 50 тыс. км и обеспечивает доставку на берег более половины добываемой в море нефти [Oil and Gas Journal, 1999]. В Северном море аналогичный показатель составляет 25 тыс. км, из них более 6 тыс. км приходится на трубопроводы большого диаметра (от 660 до 1000 мм), по которым с промысловых платформ на береговые терминалы перекачивается около 60 % добываемой нефти [North Stream, 2010].

Целая сеть магистральных трубопроводов обеспечивает подачу природного газа с шельфовых месторождений Норвегии в страны Европы, включая морской газопровод длиной 1200 км, по которому в Великобританию ежегодно поставляется 200 млрд м³ природного газа с месторождения «Ormen Lange» в Норвежском море. С 2002 г. функционирует трубопровод «Голубой поток» для поставки российского газа через Черное море в Турцию и Европу. Здесь же планируется строительство морского газопровода «Южный поток», который будет проходить по дну Черного моря от российского побережья в районе Анапы до болгарского побережья рядом с Варной.

Перекачка углеводородов (в основном природного газа) по подводным трубопроводам давно осуществляется во многих других морях. К их числу относится

недавно введенный в эксплуатацию газопровод «Северный поток» в Балтийском море протяженностью 1220 км для транспортировки природного газа с Южно-Русского нефтегазового месторождения, Ямала и Штокманского газоконденсатного месторождения.

Танкерный флот. Несмотря на отмеченные выше достоинства морских трубопроводов как средства транспортировки углеводородов, основные объемы перевозок нефти и нефтепродуктов осуществляются сейчас с помощью танкеров.

В составе нефтяного танкерного флота обычно выделяют следующие основные типы судов:

- *малотоннажные танкеры* (дедвейтом до 16 500 т) — используются для специальных целей, в т. ч. для перевозок битумов;
- *танкеры общего назначения* (дедвейтом от 16 500 до 25 000 т) — применяются для перевозки нефтепродуктов;
- *среднетоннажные танкеры* (дедвейтом от 25 000 до 45 000 т) — служат для доставки как нефтепродуктов, так и нефти;
- *крупнотоннажные танкеры* (дедвейтом более 45 000 т) — являются основным средством транспортировки нефти морским путем.

Впечатляющие размеры многих крупнотоннажных танкеров объясняются тем, что стоимость перевозки тонны нефти на морских судах обратно пропорциональна их размерам. Отсюда — стремление нефтяных компаний к использованию танкеров-гигантов. Однако при этом возникает ряд проблем. Одна из них состоит в том, что не все морские порты способны принимать супертанкеры. Например, большинство российских портов из-за ограничений по фарватеру не могут принимать танкеры с дедвейтом более 150 000 т. Другая проблема связана с повышением экологической опасности аварийных нефтяных разливов при операциях перевозки нефти супертанкерами (гл. 2).

Титул самого большого корабля на планете принадлежит норвежскому супертанкеру «Knock Nevis». Его длина — 460 м, ширина — 70 м, дедвейт — 565 000 т. Поскольку осадка корабля при полной загрузке превышает 24 м, он не мог проходить не только по Суэцкому и Панамскому каналам, но даже по Ла-Маншу. Гигант был построен в 1979–1981 гг., курсировал между Ближним Востоком и США, сменил несколько имен и флагов. Сейчас «Knock Nevis» используется как плавучее нефтехранилище (рис. 1.20).

Грузовые помещения танкеров разделены несколькими поперечными и продольными переборками на резервуары — танки. Некоторые из них служат только для приема водного балла-



Рис. 1.20. Самый большой корабль на планете — супертанкер «Knock Nevis» (длина 460 м, дедвейт 565 тыс. т). В настоящее время используется как плавучее нефтехранилище

ста. Нефть и нефтепродукты загружают в танкеры с берега, а разгрузку ведут при помощи корабельных насосов и трубопроводов. Однако супертанкеры дедвейтом более 250 000 т, как правило, просто не могут зайти в порт, будучи полностью загруженными. Их разгружают, перекачивая жидкое содержимое на танкеры меньшего размера.

В настоящее время две трети от общего объема используемой в мире нефти, поступает к потребителям по морю, причем объемы морских перевозок возросли в 2,5 раза по сравнению с 70-ми годами прошлого столетия [API, 2005]. Танкерный флот насчитывает более 7000 крупнотоннажных танкеров, барж и других нефтеналивных судов разного типа, которые обеспечивают ежегодную перевозку около 3 млрд т нефти и нефтепродуктов, из них более 2 млрд т приходится на сырую нефть [NAS, 2003]. Более половины от этого объема добывается на шельфе морей и океанов [Pickering, 1999]. Сводные данные о мировом нефтеналивном флоте приведены в табл. 1.1.

Таблица 1.1

Сводные данные о количестве, типе и дедвейте нефтеналивного флота по состоянию на 2000 г. [Lloyd's Register, 2000]

Суда для перевозки	Число судов, шт.	Суммарный дедвейт, млн т	Средний дедвейт, т
Сырой нефти	1782	238,5	133 838
Нефтепродуктов	5269	43,5	8 256
Нефти и сухих грузов	219	16,7	76 256
Всего	7270	298,7	41 087

По состоянию на 2005 г. в морской танкерный флот российских компаний насчитывал 140 крупнотоннажных танкеров разного типа с суммарным дедвейтом около 10 млн т, а ежегодные перевозки из морских портов России достигли 300 млн т нефти и нефтепродуктов [Герасимчук, 2005]. Россия стала вторым (после Саудовской Аравии) мировым экспортером нефти [ИТОРФ, 2007].

Следует отметить, что за последние десятилетия произошло заметное обновление флота нефтяных танкеров (около 50 % из них эксплуатируется не более 10 лет) и улучшение их конструктивных и судоводных свойств. Более 70 % всех танкеров дедвейтом более 25 000 т имеют сейчас двойной корпус или сегрегированное (раздельное) расположение балластных танков (танки изолированного балласта). С 2008 г. запрещены перевозки всех видов тяжелого топлива на судах, не оборудованных двойным корпусом.

Помимо танкеров, перевозящих нефть и нефтепродукты, в Мировом океане оперирует флот из примерно 1200 танкеров-газовозов, которые транспортируют ежегодно около 150 млн т сжиженного природного газа (СПГ) [Пазовский, 2009]. Около 200 газовозов имеют грузопместимость более 60 тыс. м³, а супергазовозы для дальних перевозок могут загружать до 250 тыс. м³ СПГ. Работу таких танкеров обеспечивают сейчас более 60 береговых терминалов по отгрузке и приему

СПГ, расположенных в 20 странах. Специалисты прогнозируют быстрый рост объема производства и морской транспортировки СПГ в ближайшие годы во многих странах и регионах, в т. ч. в России. К 2020 г. мировой объем морских перевозок СПГ может увеличиться на 30–50 % [Кацман, Баскаков, 2002; Пазовский, 2009]. Известны сообщения о проектах создания огромных плавучих заводов СПГ, предназначенных как для добычи газа, так и для его сжижения и перевозки на любые расстояния в Мировом океане.

Инфраструктура и системы транспортировки. В разных странах и регионах сложились разные системы доставки углеводородов от места их добычи в море до береговых пунктов назначения. Необходимая для этого транспортная инфраструктура включает не только танкерный флот и подводные трубопроводы, но также морские перегрузочные сооружения, береговые накопительные терминалы, нефтехранилища, вспомогательные суда, причальные устройства, наземные трубопроводы и другие необходимые технические средства и сооружения.

Особые сложности возникают при транспортировке углеводородов из районов разработки нефтегазовых месторождений в морях высоких широт, где отсутствуют незамерзающие порты, а танкерные перевозки сопряжены с большими рисками либо вообще невозможны. Именно поэтому, например, в США был построен и до сих пор эксплуатируется с 1977 г. транс-альяскинский магистральный нефтепровод длиной 1300 км, который перекачивает нефть, добываемую на шельфе моря Бофорта, на перевалочную припортовую нефтебазу в районе порта Валдиз. Здесь же на берегу зал. Аляска построен морской отгрузочный порт, откуда арктическая нефть круглогодично перевозится в районы сбыта танкерами дедвейтом до 285 000 т. Аналогичным образом по магистральному трубопроводу из Арктики природный газ поступает на завод по сжижению природного газа на побережье зал. Аляска и затем экспортируется танкерами-газовозами. Сходные системы транспортировки углеводородов сложились на арктическом шельфе Канады. [Касаткин, 2009].

В российских морях Западной Арктики, помимо традиционных (причальных) береговых терминалов, сооружаются и активно используются рейдовые перегрузочные комплексы (РПК) на базе танкеров-накопителей, выполняющих роль плавучих нефтехранилищ. К 2007 г. в Кольском заливе сооружены восемь таких РПК, из них три установлены на подходе к Мурманску (рис. 1.21). Самый крупный РПК базируется на супертанкере «Белокаменка» длиной 350 м и дедвейтом 330 тыс. т. Его пропускная способность составляет сейчас около 5 млн т/год, но может быть увеличена до 10 млн т/год. С помощью челночных танкеров сюда будет доставляться нефть с Приразломного месторождения, для чего планируется задействовать два танкера дедвейтом 70 тыс. т и один–два танкера дедвейтом 20 тыс. т. Два многофункциональных ледокола будут поддерживать эти операции в зимний период [Бахарев, Глазов, 2007].

С вводом в строй РПК в Западной Арктике началась реализация новой схемы доставки нефти «от скважины до потребителя» [Бамбуляк, Францен, 2005]. Нефть, добываемая в Тимано-Печорской провинции, доставляется до терминала в Архангельске. Здесь она перегружается на челночные танкеры и поставляется на танкер-накопитель РПК в Кольском заливе, откуда затем направляется на экспорт

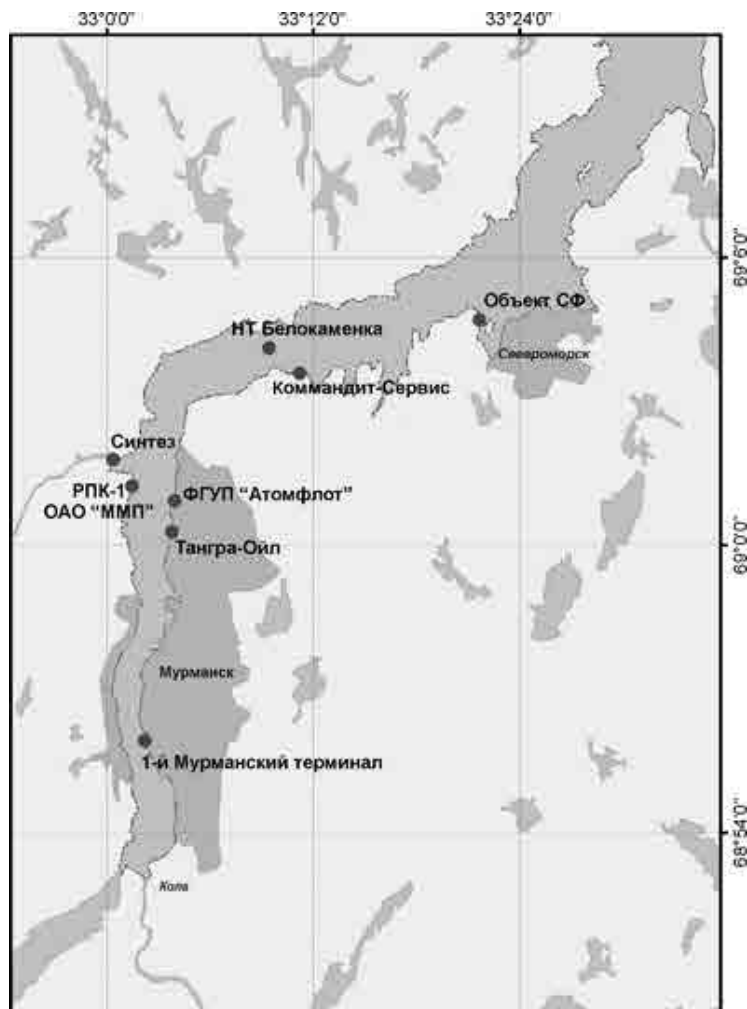


Рис. 1.21. Расположение рейдовых перегрузочных комплексов (РПК) в Кольском заливе [Бахарев, Глазов, 2007]

линейными танкерами дедевейтом до 200 тыс. т. Аналогичные схемы с использованием РПК планируются ввести в Белом море, Обской губе и в других местах арктического побережья.

1.3. УГЛЕВОДОРОДНЫЙ ПОТЕНЦИАЛ МОРЕЙ РОССИИ

В бывшем СССР освоение морских нефтяных ресурсов было начато еще в 1920-е годы. Однако все усилия тогда были направлены в основном на разведку и

эксплуатацию запасов нефти на Каспии и в меньшей мере — в бассейнах Черного и Азовского морей. Шельфы других морей России оставались долгое время мало обследованными. Лишь в 1980-е гг. удалось значительно расширить объемы геолого-разведочных работ (в основном в районах Западной Арктики и Дальнего Востока) и получить первые оценки морского нефтегазоносного потенциала России.

1.3.1. Общая характеристика

Россия располагает самым большим в мире континентальным шельфом, который простирается на площади около 6 млн км², что составляет примерно 20 % от площади шельфа Мирового океана [Гранберг и др., 1993]. Около 80 % российского шельфа приходится на перспективные в нефтегазоносном отношении провинции, бассейны и области [Маловицкий и др., 1994; Осадчий, 2006]. Они распределяются следующим образом:

- 2 млн км² — Западная Арктика (Баренцево и Карское моря);
- 1 млн км² — Восточная Арктика (море Лаптевых, Восточно-Сибирское и Чукотское моря);
- 0,8 млн км² — Дальний Восток (Берингово, Охотское и Японское моря);
- 0,1 млн км² — южные моря (Азовское, Черное и Каспийское моря).

Начальные суммарные ресурсы углеводородов морской периферии России по сегодняшним оценкам составляют 130 млрд т условного топлива или около 100 млрд т извлекаемых ресурсов (из них около 80 % приходится на природный газ), что соответствует 20–25 % общего объема мировых ресурсов углеводородов [Дмитриевский, Белонин, 2004]. По мере расширения поисково-разведочных работ в морях ресурсные оценки могут возрасти в 2–3 раза [Мазур, 1997].

Практически повсюду на российском шельфе обнаружена связь его нефтегазоносных провинций с соответствующими геологическими структурами на прилегающих участках суши. В таких случаях, как следует из мирового опыта, нефтегазоносность шельфа оказывается более высокой по сравнению с континентальной областью. Некоторые относительные оценки распределения запасов углеводородов между сушей и шельфом России даны в табл. 1.2.

По некоторым прогнозам (в т. ч. официальным), к 2020 г. морская добыча углеводородов в России может составить до 20 % от общего объема их добычи. Скорее всего такие прогнозы слишком оптимистичны, поскольку разработка морских нефтегазовых месторождений требует огромных средств и длительных усилий. С момента открытия до начала разработки месторождений на

Таблица 1.2
Распределение запасов углеводородов между сушей и шельфовой зоной России, % [Матвейчук, 1997]

Область	Нефть	Газ	Конденсат
Всего на суше	79,1	57,5	72,4
Всего на шельфе, в т. ч.:	20,9	42,5	27,6
Баренцева моря	5,0	16,0	4,6
Карского моря	5,5	21,1	15,0
Охотского моря	2,9	3,2	1,5

суше обычно проходит не менее 10 лет. Как показывает мировая практика, в морях (особенно арктических) для этого требуется от 15 до 30 лет.

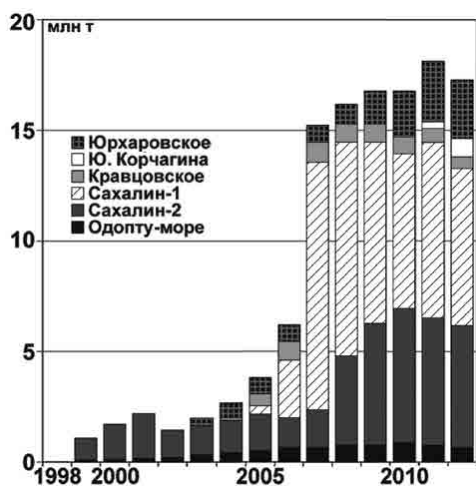


Рис. 1.22. Добыча нефти и конденсата на шельфе России [Богоявленский, 2011]

В то же время надо признать высокую вероятность экспансии нефтегазодобывающей индустрии на континентальный шельф России в ближайшие десятилетия. Это обусловлено прежде всего высокой (более 50 %) выработанностью запасов нефти и газа на многих континентальных месторождениях. Углеводородный потенциал шельфа соизмерим, а в ряде регионов превосходит аналогичный показатель для суши. Россия только сейчас становится на путь, по которому мировая нефте-газовая индустрия движется уже более 50 лет. Напомним, что в настоящее время примерно треть мировой добычи углеводородов приходится на шельф Мирового океана. В России этот показатель пока не превышает 3 % в основном за счет добычи нефти и газа на шельфе Сахалина (рис. 1.22).

Таким образом, по состоянию морской ресурсной базы нефтегазодобывающая отрасль России занимает лидирующее место в мире. В то же время, говоря о перспективах освоения этих грандиозных ресурсов, надо учитывать ряд сдерживающих факторов и обстоятельств. Одно из них связано с приуроченностью основной части запасов нефти и газа к отдаленным (арктическим и дальневосточным) регионам с суровыми природно-климатическими условиями. В большинстве этих регионов отсутствует либо крайне слабо развита промышленно-транспортная инфраструктура. Все это несомненно сильно затрудняет и удорожает освоение углеводородных ресурсов этих регионов.

Другое затруднение связано с относительно слабой геолого-геофизической разведанностью российского шельфа, которая в большинстве районов не превышает 10 %. По состоянию на 2008 г. в морях России было пробурено 223 разведочных скважины, из них 90 — в Охотском и Японском морях, 51 — в Баренцевом море, 32 — в Азово-Черноморском бассейне и 19 — на Каспии [Каминский и др., 2008]. Эти цифры в десятки и сотни раз ниже аналогичных показателей, например, для Северного моря, Мексиканского залива, арктических шельфов США, Норвегии и многих других регионов.

Наконец, надо учесть явно недостаточный отечественный опыт масштабной разработки углеводородных месторождений на шельфе с использованием новейших технических средств, методов и технологий. Есть основания полагать, что именно технические проблемы, а также высокие экологические риски добычи и транспортировки углеводородов в морях России (особенно в Арктике) будут лимитировать в значительной мере масштабы и темпы освоения нефтегазовых ресурсов российского шельфа.

1.3.2. Региональные проекты и перспективы

Из результатов геолого-разведочных работ [Маловицкий и др., 1994; Осадчий, 2006] следует, что по относительной величине суммарных извлекаемых ресурсов углеводородов морские регионы России располагаются в следующей последовательности:

- арктические моря — 70 %,
- дальневосточные моря — 23 %,
- южные моря — 6 %,
- Балтийское море — менее 1 %.

Остановимся подробнее на оценке состояния сырьевой базы и перспектив развития МНГК на шельфе морских регионов России.

Моря Западной Арктики. Общее представление о районах расположения нефтегазоносных бассейнов и месторождений в морях Западной Арктики можно получить по карте на рис. 1.23. Наиболее значительные ресурсы углеводородного сырья обнаружены на шельфе Баренцева, Печорского и Карского морей, где выявлены около 100 перспективных площадей и открыты более 10 крупных нефтяных и газовых месторождений. Начальные извлекаемые ресурсы шельфа Баренцева и Печорского морей составляют около 30 млрд т условного топлива (из них 2 млрд т нефти), а аналогичные ресурсы Карского моря оцениваются величиной около 50 млрд т условного топлива (из них более 11 млрд т нефти и конденсата). При этом надо отметить, что степень геологической изученности арктического шельфа России в целом очень низкая и составляла в конце 1990-х гг. около 1 % по нефти и 8 % по газу [Горяинов и др., 2001]. К востоку от Карского моря до сих пор не пробурено ни одной разведочной скважины.

Крупнейшим в мире морским месторождением углеводородов является Штокманское* газоконденсатное месторождение (ШГКМ) в Баренцевом море с извлекаемыми запасами 3700 млрд м³ газа и 30 млн т газоконденсата. Месторождение расположено на расстоянии 280 км к западу от архипелага Новая Земля и 650 км от Мурманска на глубинах от 300 до 350 м. Проектная эксплуатация этого месторождения рассчитана на срок не менее 25–30 лет с годовым уровнем добычи более 30 млрд м³ газа и 700 тыс. т конденсата при планируемых суммарных затратах более 30 млрд долларов. В состав объектов обустройства ШГКМ входят: плавучие технологические и полупогружные буровые платформы ледового класса, подводные добычные модули, морской трубопровод двухфазного транспорта длиной 550 км, завод по производству сжиженного природного газа (СПГ), портовые сооружения, морской трубопровод по отгрузке СПГ, сухопутный магистральный газопровод и ряд других морских и береговых объектов [Мандель и др., 2008].

Ближайшие планы развития нефтяного промысла на арктическом шельфе России связаны в первую очередь с разработкой Приразломного нефтяного месторождения в Печорском море (юго-западная часть Баренцева моря). Извлекаемые

* Месторождение названо в честь известного отечественного океанографа В.Б. Штокмана. По правилам русского языка оно должно называться «Штокманским», а не «Штокмановским». К сожалению, ошибочное название фигурирует сейчас во всех известных материалах и публикациях.

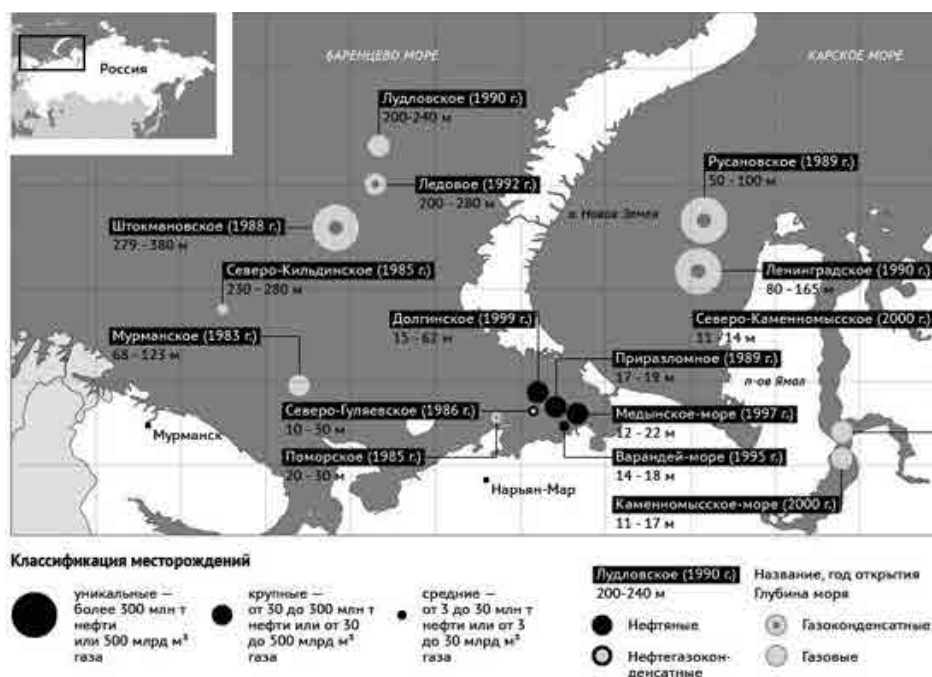


Рис. 1.23. Нефтегазовые месторождения морей Западной Арктики (www.gia.ru)

запасы нефти оцениваются здесь в размере около 50 млн т, а срок разработки — до 25 лет. Месторождение входит в состав Тимано-Печорской нефтегазоносной провинции и расположено на мелководье (глубины до 20 м) в 70 км от берега Архангельской области. Центральным объектом обустройства Приразломного месторождения является одна из крупнейших в мире платформ ледового класса с опорным основанием 125×125 м и нефтехранилищем на 120 тыс. т (рис. 1.24). В сутки платформа может добывать до 20 тыс. т нефти. Для обеспечения круглогодичной работы платформы нефть будет вывозиться танкерами ледового класса дедевейтом 70 тыс. т, т. е. по одному рейсу через каждые 3–4 сут.

В этом же регионе на расстоянии 20 км от берега установлен другой уникальный объект — стационарный морской ледостойкий отгрузочный причал «Варандей» (рис. 1.25). Он входит в состав сооружений Варандейского нефтяного отгрузочного терминала и предназначен для обеспечения бесконтактной швартовки танкеров дедевейтом до 70 тыс. т и отгрузки на танкер товарной нефти, подаваемой по подводному трубопроводу от берегового комплекса.

Другой формирующийся сейчас нефтегазодобывающий арктический комплекс — Южно-Карский базируется на двух крупнейших месторождениях (Русановское и Ленинградское) с суммарными оценочными запасами газа около 8800 млрд м³. К этому же комплексу примыкают гигантские месторождения полуострова Ямал и Южно-Карского мелководья, которые могут давать до 80–100 млрд м³/год природного газа [Дмитриевский, Белонин, 2004]. Для перекачки



Рис. 1.24. Ледостойкая платформа, установленная на Приразломном нефтяном месторождении в Печорском море (www.gazprom.ru)



Рис. 1.25. Стационарный морской ледостойкий отгрузочный причал «Варандей» в Печорском море (www.lukoil.ru)

этого газа предусмотрено строительство магистрального газопровода через Бай-дарацкую губу.

Таким образом, по совокупности имеющихся данных можно констатировать высокий нефтегазоносный потенциал российского шельфа в Арктике. Освоение этого потенциала планируется путем организации крупных прибрежно-морских нефтегазодобывающих комплексов. По некоторым прогнозам (скорее всего, завышенным) [Бамбуляк, Францен, 2005], к 2020 г. на акваториях Баренцева и Печорского морей может быть обеспечена добыча нефти до 30 млн т/год и газа в объеме до 130 млрд м³/год. В настоящее время здесь функционируют 12 нефтяных портов и терминалов с объемами отгрузки нефти и нефтепродуктов около 20 млн т/год. В ближайшие 15–20 лет объемы перевозок углеводородов в этом регионе могут достигнуть 50–100 млн т/год [Селин, Виноградов, 2008; Bambulyak, Frantzen, 2009]. Береговая инфраструктура и пути транспортировки нефти в Западной Арктике показаны на рис. 1.26.

В последние годы наблюдается оживление судоходства, в т. ч. танкерного флота, по трассе Северного морского пути. Так, только в 2011 г. здесь прошли более

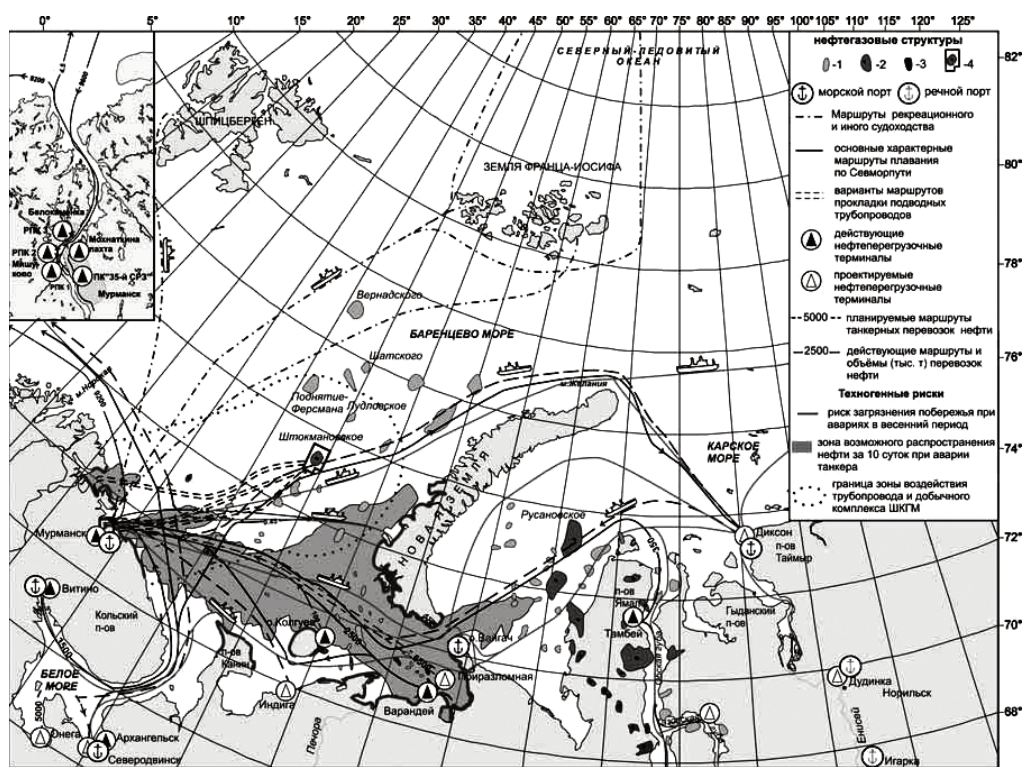


Рис. 1.26. Карта-схема инфраструктуры и путей транспортировки нефти в Баренцево-Карском регионе [Денисов, Ильин, 2008]: 1 — нефтяные и нефтегазовые структуры; 2 — газоконденсатные и нефтегазовые месторождения; 3 — нефтяные месторождения; 4 — Штокманское газоконденсатное месторождение

30 кораблей разного типа, включая 9 танкеров с 550 тыс. т газоконденсата [Kaltenstein, 2011]. По мере потепления климата в Арктике не исключены масштабные экспортные перевозки нефти и, возможно, сжиженного газа по Северному морскому пути [Дмитриевский, Белонин, 2004]. Объем таких перевозок может возрасти к 2020 г. до 40 млн т, а для их осуществления понадобятся более 10 ледоколов (из них 3–4 атомных), около 60 судов технической поддержки и большое количество танкеров общим дедвейтом до 4 млн т [UNEP, 2004].

Констатируя высокий нефтегазовый потенциал арктического шельфа России, следует еще раз подчеркнуть чрезвычайно серьезные трудности на пути освоения этого потенциала. Речь идет прежде всего об отдаленности арктических месторождений, отсутствии развитой инфраструктуры на побережьях и о других вполне очевидных проблемах, которые затрудняют и удорожают любую хозяйственную деятельность в Заполярье. Другое обстоятельство связано с суровыми природно-климатическими условиями в арктических морях. Например, район расположения Штокманского месторождения в центральной части Баренцева моря отличается сильными ветрами и течениями, высокой штормовой активностью с высотой волн до 15 м, неустойчивой ледовой обстановкой в зимнее время, возможностью внезапных смещений кромки льда и вторжения ледовых масс. Еще более суровые погодные и ледовые условия характерны для месторождений в Печорском и Карском морях, где зимний период длится 9 мес, толщина ледовых полей и торосов достигает 3 м, а температура воздуха снижается до -45°C .

Специалисты отмечают практически повсеместное распространение в Арктике аномально высоких пластовых давлений, наличие которых неоднократно приводило к серьезным аварийным ситуациям как в море (скважина Лунинская-1 в Баренцевом море), так и на прилегающей суше [Лаверов и др., 2011].

Все это несомненно усложняет как добычу, так и транспортировку углеводородов, повышает риск возникновения аварийных ситуаций и усиливает тяжесть возможных экологических последствий. Есть все основания утверждать, что масштабы и тяжесть такого рода последствий будут намного превышать те, что имели место, например, в 2010 г. в Мексиканском заливе, когда в результате аварии на платформе «Deepwater Horizon» погибли люди, а ущербы исчислялись многими миллиардами долларов.

Моря Дальнего Востока. Масштабные и долгосрочные перспективы морской добычи нефти и газа открываются на шельфе Дальнего Востока. Площадь перспективных в нефтегазовом отношении районов оценивается здесь величиной около 1 млн км², а прогнозные извлекаемые запасы углеводородов могут составлять десятки миллиардов тонн условного топлива. Практически все известные месторождения сосредоточены на шельфах Охотского, Берингова и Чукотского морей, где в общей сложности обнаружены более 20 нефтегазовых и потенциально нефтегазовых бассейнов, прилегающих в основном к берегам Камчатской, Магаданской и Хабаровской областей [Караганов и др., 2006]. В некоторых районах, например на западном шельфе Камчатки, помимо сейсмических съёмки, ведутся разведочные бурения с морских платформ.

Особенно быстро развиваются события на шельфе Сахалина, высокая нефтегазовость которого, как показано на рис. 1.27 (вклейка), давно установлена и

интенсивно осваивается либо намечается к разработке. Здесь открыты и разведаны более 10 крупных нефтегазовых и газоконденсатных месторождений с прогнозируемыми извлекаемыми ресурсами около 10 млрд т условного топлива.

В последние два десятилетия к Сахалину привлечены внимание и капиталы ряда ведущих зарубежных нефтяных компаний, что позволило приступить к реализации двух крупнейших долгосрочных проектов — «Сахалин 1» и «Сахалин 2». В рамках этих проектов уже сегодня добывается до 20 млн т нефти в год. От дальнейшего развития сахалинского МНГК будут существенно зависеть не только экспортные поставки углеводородов, но также социально-экономическое развитие и энергетическое обеспечение Сахалина, Приморья и всего Дальневосточного региона.

Проект «Сахалин 1». Этот первый в России крупномасштабный проект охватывает три морских месторождения на северо-восточном шельфе Сахалина, потенциально извлекаемые запасы которых оцениваются приблизительно в 300 млн т нефти и 400 млрд м³ газа. Под операторством компании «Эксон Нефтегаз» в 1996–2001 гг. здесь были выполнены геолого-разведочные работы, уточнено строение месторождений и объемы их запасов. Работы по созданию инфраструктуры и обустройству месторождений были начаты в 2002 г. Разработка месторождений ведется в несколько этапов. В рамках первого этапа в 2005 г. была начата промышленная добыча нефти на месторождении Чайво, а затем с 2011 г. — на месторождении Одопту. По планам второго этапа в 2014 г. начнется разработка запасов газа в районе Чайво. На третьем этапе после 2014 г. намечено освоение запасов нефти на месторождении Аркутун-Даги. В состав объектов обустройства месторождений входят ряд уникальных сооружений, в т. ч. две ледостойкие промышленные платформы, крупнейшая в мире береговая буровая установка «Ястреб» и береговой комплекс подготовки продукции. В 2006 г. был введен в строй нефтепровод от месторождения Чайво через Сахалин и Татарский пролив до порта Де-Кастри, где построен современный нефтяной терминал. Отсюда ведется круглогодичный экспорт нефти танкерами в Японию и Южную Корею. Объем добычи к 2010 г. превысил 10 млн т нефти в год. Добываемый в рамках проекта природный газ поставляется местным потребителям. Жизненный цикл проекта намечен до 2040–2050 гг.

Проект «Сахалин 2». В рамках крупнейшего комплексного проекта «Сахалин 2» предусмотрено поэтапное освоение Пильтун-Астохского нефтяного и Лунского газового месторождений. Оба месторождения расположены в 15–20 км от северо-восточного побережья Сахалина. Их общие геологические запасы составляют порядка 600 млн т нефти и конденсата и свыше 700 млрд м³ газа. На начальном этапе проекта в 1998 г. была возведена первая в России ледостойкая промышленная платформа «Моликпак», которая входила в состав производственно-добывающего комплекса «Витязь». Добываемая здесь нефть транспортировалась челночными танкерами дедеветом до 80 000 т. В ходе второго этапа проекта (с 2003 г.) были построены и введены в эксплуатацию еще две морские платформы, одна из которых — первая в России морская газодобывающая платформа «Лунская А». Все три платформы, работающие круглогодично, подключены трубопроводами к объединенному береговому технологическому комплексу, откуда

нефть и газ по наземным трубопроводам протяженностью 800 км поступают на юг острова в пос. Пригородное. Здесь в 2009 г. был пущен в эксплуатацию первый в России завод по производству СПГ с проектной мощностью около 10 млн т в год рис. 1.28 (вклейка). Здесь же построены причал отгрузки СПГ на танкеры-газовозы и терминал отгрузки нефти на танкеры. Незамерзающая акватория зал. Анива позволяет вести транспортные операции круглый год.

На Сахалине планируются либо уже ведутся работы по оценке запасов и освоению нефтегазовых месторождений в рамках ряда других проектов, которые охватывают практически весь сахалинский шельф.

Реализация сахалинских и других подобных проектов несомненно будет способствовать решению энергетических и социально-экономических проблем Сахалинской области и всего Дальневосточного региона. Вместе с тем надо отметить и некоторые обстоятельства, которые могут затормозить или ограничить развитие здесь морской нефтегазовой индустрии. К ним относятся прежде всего, как и для морей Западной Арктики, слабая промышленно-транспортная инфраструктура на многих побережьях, а также суровость природно-климатических условий на акваториях большинства дальневосточных морей.

Надо учесть также еще одно обстоятельство, связанное с тем, что Дальний Восток был и остается важнейшим рыбопромысловым регионом России, который дает ежегодно более 50 % всего российского вылова морепродуктов и почти весь улов лососевых рыб. Дальневосточные лососи Сахалина и Камчатки — это такое же национальное достояние для россиян, как, например, осетровые Каспия и Азова. Эта аксиома, прочно закрепленная в общественном сознании, является одной из причин тревоги и озабоченности по поводу развития нефтяной индустрии как раз в тех местах, которые издавна были в России главными районами добычи ценных видов рыб.

Вместе с тем надо учитывать ряд фактов и аргументов в поддержку проектов морской добычи углеводородов и систем их транспортировки на Сахалине и на шельфе Дальнего Востока в целом. К их числу надо отнести прежде всего дефицит энергоресурсов, в тисках которого давно находятся Сахалинская область, Камчатка и Приморье. В случае отказа от промышленной разработки морских запасов нефти и газа этот дефицит может быть покрыт только за счет наращивания объемов добычи угля, развития атомной энергетики или поставок топлива из других регионов. Каждый из этих вариантов неизбежно связан с серьезными негативными воздействиями на природную среду и здоровье населения. В этом отношении природный газ, составляющий основу углеводородных ресурсов дальневосточного шельфа, является наиболее чистым и предпочтительным в экологическом плане видом топлива. Известные прецеденты газификации больших регионов (например, стран, прилегающих к Северному морю) показывают значительное улучшение общей экологической ситуации по сравнению с временами, когда энергетические потребности покрывались здесь в основном за счет угля и других видов твердого топлива [Cairns, 1992; Pickering, 1999].

Каспийское море. Разброс известных оценок нефтяных ресурсов в бассейне Каспийского моря весьма широк — от 10 до 50 млрд т нефти, что отражает недостаточную геологическую изученность региона [Глумов и др., 2004; Быстрова,

2009]. Однако сам факт значительности этих ресурсов и то обстоятельство, что Каспий становится одним из мировых центров нефтедобычи, не вызывают сомнений. Как показано на карте рис. 1.29 (вклейка), основные запасы нефти тяготеют к северной и северо-восточной частям Каспия, а также к району между Апшеронским полуостровом и побережьем Туркменистана.

Лидирующее положение по объему добычи и доказанным запасам нефти сейчас занимают Казахстан и Азербайджан, в морской зоне которых находятся крупнейшие месторождения. Самое крупное из них — месторождение «Кашаган», прилегающее к расположенному на берегу Тенгизскому месторождению, открыто сравнительно недавно на мелководном шельфе Казахстана с запасами нефти, которые достигают более 25 % от суммарных региональных запасов [Осадчий, 2002].

Планы освоения казахстанского сектора Каспия предусматривают доведение добычи нефти к 2015 г. до 100 млн т/год при накопленном объеме добычи в период 2005–2015 гг. до 470 млн т [Диаров и др., 2005]. На акватории моря предполагается сооружение более 50 платформ и искусственных островов, с которых будут пробурены около 1100 скважин.

В результате интенсивных поисково-разведочных работ в азербайджанском секторе Каспия выявлены 28 нефтегазоносных структур, из них 18 уже находятся в разработке с объемом годовой добычи до 50 млн т нефти. К 2015 г. планируется довести добычу до 120 млн т/год [Воробьев и др., 2005].

В российском секторе Северного Каспия открыты 8 крупных месторождений, общие извлекаемые ресурсы которых превышают 1 млрд т условного топлива. В 2010 г. здесь начата промышленная добыча нефти с ледостойкой стационарной платформы, установленной на глубине 11–13 м на расстоянии 180 км от Астрахани (рис. 1.30, вклейка). С платформы предусмотрено бурение 30 скважин с максимальной длиной по стволу до 7,4 км. Добытая нефть поступает по трубопроводу на морской перегрузочный комплекс, откуда перекачивается на челночные танкеры. По оценке специалистов ЛУКОЙЛа, в перспективе (к 2020 г.) Северный Каспий может стать важным нефтепромысловым районом на шельфе России с уровнем добычи нефти и конденсата более 20 млн т/год. Поисковые буровые работы начаты также в российской части акватории Среднего Каспия на расстоянии около 200 км от Махачкалы.

В целом с конца 1990-х гг. общая добыча нефти в Каспийском море быстро растет: с 1992 по 2003 гг. она увеличилась почти в 2 раза — с 40 до 77 млн т/год. Судя по известным опубликованным данным, в настоящее время суммарный уровень добычи нефти всеми прикаспийскими странами приближается к 200 млн т/год [Быстрова, 2009].

Черное и Азовское моря. Геолого-разведочные работы были начаты здесь в бывшем СССР еще в середине прошлого века, но затем после открытия крупных месторождений в Сибири эти работы были сокращены. В последние годы из-за истощения запасов нефти и газа на суше интерес к разработке углеводородных месторождений в южных морях России снова возрос. По предварительным прогнозам, их ресурсы исчисляются миллиардами тонн условного топлива.

Полным ходом идет разведка нескольких перспективных участков в российском секторе Черного моря, включая Туапсинский прогиб на глубинах от 500 до

2000 м с перспективными ресурсами около 600 млн т нефти. Поисковые работы и разведочные бурения возобновились на акватории Азовского моря, основные нефтегазоносные участки которого показаны на рис. 1.31.



Рис. 1.31. Нефтегазовые месторождения Азовского моря

Работы по разведке и освоению нефтегазовых месторождений ведутся сейчас или планируются в недалеком будущем на шельфе Украины, Грузии, Турции и других стран Черноморского региона. Известны оценки, согласно которым углеводородные ресурсы Азовского и Черного морей только в Украинской экономической зоне составляют от 1,5 до 2,3 млрд т условного топлива. Степень освоения этих ресурсов пока не превышает 3 %.

Балтийское море. До сих пор здесь не были обнаружены какие-либо крупные нефтегазоносные провинции. Добыча углеводородов на акватории Балтики относительно мала по сравнению с другими морскими регионами. Наиболее масштабный нефтяной промысел ведется с 2004 г. на месторождении «Кравцовское» (Д-6), расположенном в Куршском заливе на шельфе Калининградской области. Его геологические запасы оцениваются в 22 млн т, а срок эксплуатации — до 35 лет с планируемой добычей нефти около 700 тыс. т/год. В число объектов обустройства месторождения входят:

- ледостойкая стационарная платформа в 23 км от берега Куршской косы на глубине около 30 м (рис. 1.32, вклейка);
- морской подводный трубопровод (38 км) для транспортировки добытой нефти;

- нефтесборный пункт в 5 км от основания Куршской косы;
- система наземных трубопроводов до нефтяного терминала в Ижевском.

В отличие от многих других регионов, Балтийское море с его относительно скромными объемами добычи углеводородов занимает одно из первых мест в мире по объему их танкерной транспортировки [HELCOM, 2007]. В 2013 г. здесь введен в строй крупный морской газопровод «Северный поток» с суммарной пропускной способностью 55 млрд м³/год. Газопровод длиной 1220 км начинается у Выборга и завершается на побережье Германии (рис. 1.33). Максимальная глубина залегания труб составляет 200 м.



Рис. 1.33. Трасса газопровода «Северный поток» протяженностью 1220 км [Северный поток, 2011]

Завершая эту главу, следует констатировать, что в конце XX в. в дополнение к традиционному (с тысячелетней историей) виду морской деятельности человека — рыбному промыслу добавился промысел нефтяной. И та и другая отрасль жизненно важны для человечества. Ежегодный улов мирового рыболовства в океане составляет около 100 млн т рыбы и других морепродуктов, из них до 4–5 млн т приходится на долю России. Конечно, в стоимостном выражении эти уловы не идут ни в какое сравнение с сотнями миллиардами долларов стоимости нефтегазовых углеводородов, ежегодно добываемых сейчас на шельфе Мирового океана. Надо учесть однако, что в отличие от нефти и газа, морские биоресурсы способны постоянно воспроизводить себя, и потому они фактически бесценны. Именно поэтому так важно обеспечение экологической безопасности морского нефтегазового комплекса и поиски баланса интересов рыбного и нефтяного промыслов на шельфе. Об оценке ситуации и путях решения этой проблемы в мире и России речь пойдет в последующих главах книги (т. 2, гл. 4 и 6).

Выводы

1. За последние 50 лет на шельфе Мирового океана сложился относительно новый (по сравнению с судоходством и рыболовством) и динамичный вид деятельности — морской нефтегазовый комплекс (МНГК), который уже сейчас обеспечивает до 30 % мировой добычи углеводородов. Назначение МНГК сводится не только к извлечению углеводородов с морского дна, но и к их первичной переработке, хранению и транспортировке.

2. Имеющиеся данные и оценки свидетельствуют о значительности углеводородного потенциала морских акваторий (более 300 млрд т условного топлива) и его приуроченности не только к шельфовым, но и к глубоководным зонам морей и океанов. Потенциальная нефтегазоносность Мирового океана достаточна для обеспечения энергетических потребностей человечества в XXI в.

3. К числу важнейших мировых тенденций в развитии МНГК за последние 10–20 лет следует отнести:

- экспансию на акватории Арктики и Субарктики;
- смещение морских поисковых и промысловых работ в глубоководные области морей и океанов;
- бурное развитие новейшей техники и технологии морских нефтепромыслов, особенно внедрение подводных систем бурения и эксплуатации скважин.

4. Перспективным, но до сих пор практически не освоенным источником углеводородных газов (в основном метана) являются газогидраты, обнаруженные во многих морских регионах, в т. ч. в Охотском, Черном и Каспийском морях. Запасы газогидратов как минимум на порядок превышают извлекаемые запасы газа обычных месторождений. В последние годы в ряде стран возрос интерес к разработке промышленных технологий добычи метана из морских газогидратов.

5. Потенциальные извлекаемые ресурсы углеводородов морского шельфа России обнаруживаются на 80 % его площади и достигают 100 млрд т условного топлива при основной доле (около 80 %) природного газа. Подавляющая часть этих ресурсов приурочена к морям Западной Арктики и Дальнего Востока, где их освоение существенно осложнено из-за слабо развитой промышленно-транспортной инфраструктуры и суровых природно-климатических условий.

6. Практически повсюду на российском шельфе районы залегания углеводородных месторождений сопрягаются или совпадают с районами высокой биопродуктивности и традиционного рыболовства. Это повышает требования к обеспечению экологической безопасности и охране морских биоресурсов при разработке таких месторождений.

ЛИТЕРАТУРА

- Авдонин В.В., Кругляков В.В., Понамарева И.Н., Титова Е.В. Полезные ископаемые Мирового океана.— М.: Изд-во МГУ, 2000.— 160 с.
- Алексеев М.Н., Друщиц В.А. Полезные ископаемые шельфов России // Природа.— 2000.— № 11.— С. 3–11.
- Анфилатова Э.А. Аналитический обзор современных зарубежных данных по проблеме распространения газогидратов в акваториях мира // Нефтегазовая геология. Теория и практика.— 2008.— № 3.

- Бажанов А.В., Вискребенцев А.С. Адекватность кривых Хабберта для прогнозирования темпов добычи нефти. — Владивосток: Дальневосточный государственный университет, 2007. — 15 с.
- Бамбуляк А., Францен Б. Транспортировка нефти из российской части Баренцева региона. — Сванховд Экологический Центр, 2005. — 91 с.
- Бахарев В.И., Глазов А.Л. Проблемные вопросы экологической безопасности Мурманской области при транспортировке и перевалке нефти и нефтепродуктов. — Мурманск, 2007. — 40 с.
- Богоявленский В.И., Богоявленский И.В. Стратегия, технологии и технические средства поиска, разведки и разработки морских месторождений в Арктике // Вестник МГТУ. — 2014. — Т.17, № 3. — С. 437–451.
- Бондаренко Л.А., Аполонский А.О., Цуневский А.Я. Арктическая зона России. Углеводородные ресурсы: проблемы и пути решения. — М., 2009. — 120 с.
- Быстрова А.К. Проблемы транспортной инфраструктуры и экологии в Каспийском регионе (добыча и экспортные перевозки углеводородов). — М.: ИМЭМО РАН, 2009. — 96 с.
- Воробьев Ю.Л., Акимов В.А., Соколов Ю.И. Предупреждение и ликвидация аварийных разливов нефти и нефтепродуктов. — М.: Ин-октаво, 2005. — 368 с.
- Вяхирев Р.И., Никитин Б.А., Мирзоев Д.А. Обустройство и освоение морских нефтегазовых месторождений. — М.: Изд-во Акад. горн. наук, 1999. — 373 с.
- Герасимчук И. Танкерные перевозки: различия западной и российской моделей и их экологические последствия // Материалы конференции «Экологическая и техногенная безопасность инфраструктуры для транспортировки российской нефти и нефтепродуктов» (Москва, 26–27 сентября 2005 г.) — М., 2005.
- Глумов И.Ф., Маловицкий Я.П., Новиков А.А., Сенин Б.В. Региональная геология и нефтегазоносность Каспийского моря. — М.: ООО «Недра-Бизнесцентр», 2004. — 342 с.
- Горяинов Ю.А., Федоров А.С., Васильев Г.Г. Морские трубопроводы. — М.: ООО «Недрабизнесцентр», 2001. — 131 с.
- Денисов В.В., Ильин Г.В. Районирование акваторий как инструмент оптимизации природопользования на Арктическом шельфе // Проблемы Арктики и Антарктики. — 2008. — № 2 (79). — С. 134–144.
- Диаров М.Д., Гиладжов Е.Г., Ергалиев Т.Ж. Перспективы освоения углеводородных ресурсов и ожидаемые негативные последствия для окружающей среды казахстанского сектора Каспийского моря // Проблемы сохранения экосистемы Каспия в условиях освоения нефтегазовых месторождений. Материалы Международной научно-практической конференции (16–18 февраля 2005 г., Астрахань). — КаспНИРХ, 2005. — С. 76–79.
- Дмитриевский А.Д., Белонин М.Д. Перспективы освоения нефтегазовых ресурсов российского шельфа // Природа. — 2004. — № 9.
- Залогин Б.С., Кузьминская К.С. Тенденции изменений природы Мирового океана под влиянием антропогенной деятельности // Жизнь Земли: природа и общество. — М.: Изд-во МГУ, 1993. — С. 66–72.
- Золотухин А.Б. Освоение нефтегазовых ресурсов арктического шельфа России: цели, задачи и опыт Норвегии // Материалы Всероссийской конференции «Морская деятельность России: ключевые проблемы развития». — М., 2007.
- Зубова М., Гинсбург Г., Соловьев В., Шадрин Т. Газогидраты // Геология и минеральные ресурсы Мирового океана. — Варшава: Интерморгео, 1990. — С. 461–469.
- Иванов А.Ю., Затягалова В.В. Геоинформационный подход к проблеме картографирования плеченочных загрязнений моря. — М.: НТЦ СканЭкс, 2007. — 10 с. (www.scanex.ru).
- Ильин О. Сахалинский узел: настоящее и будущее // Нефть России. — 1999. — № 3. — С. 12–15.
- Каминский В.Д., Супруненко О.И., Сулова В.В. Нефтегазовые ресурсы арктической континентальной окраины России (изученность, состояние лицензирования, планы изучения и освоения) // Материалы Международной конференции «Нефть и газ Арктического шельфа» (Мурманск, 15–17 ноября 2008). — Мурманск, 2008.
- Касаткин Р.Г. Организация транспортировки нефти и газа с арктических шельфовых месторождений: мировой опыт // Нефтегазовое дело. — 2009. — № 1.
- Караганов В.В., Кульпин Л.Г., Мурзин Р.Р., Симонов Ю.А. Прогноз добычи нефти и газа на шельфе России до 2030 г. и инфраструктура технологического обеспечения // Материалы Междуна-

- родной конференции «Нефть и газ Арктического шельфа» (Мурманск, 15–17 ноября 2006).— Мурманск, 2006.
- Кацман Ф., Баскаков С. Безопасность и охрана морской транспортировки газа // Морской флот.— 2002.— № 2.
- Козловский Е.А., Малютин Ю.С. Мировой океан как резерв минерального сырья в XXI веке // Маркшейдерия и недропользование.— 2010.— № 4.
- Леффлер У., Паттароззи Р. Глубоководная разведка и добыча нефти.— М., 2008.— 272 с.
- Кочергин И.Е., Богдановский А.А., Гаврилевский А.В., Гаврилова Т.А., Сергушева О.О., Ройл Д.Дж. Характеристика воздействий сбросов сточных вод на морскую среду при разработке нефтегазовых месторождений на шельфе Сахалина // Гидрометеорологические и экологические условия дальневосточных морей: оценка воздействия на морскую среду. Вып. ДВНИГМИ № 3.— Владивосток: Дальнаука, 2000.— С. 178–189.
- Лаверов Н.П., Дмитриевский А.Н., Богоявленский В.И. Фундаментальные аспекты освоения нефтегазовых ресурсов арктического шельфа России // Арктика. Экология и экономика.— 2011.— № 1.— С. 26–37.
- Латонов В.В. Ресурсная база газовой промышленности мира // Геология, бурение, разработка и эксплуатация газовых и газоконденсатных месторождений на суше и шельфе.— 1996.— № 2.— С. 11–18.
- Левин Л.Э. Нефтегазоносность глубоководных котловин Мирового океана // Природа.— 1994.— № 6.— С. 24–28.
- Лесихина Н., Рудая И., Киреева А., Кривонос О., Кобец Е. Нефть и газ Российской Арктики. —Доклад объединения «Беллона».— 2007.— 105 с.
- Лисицын А.П. Лавинная седиментация и перерывы в осадконакоплении в морях и океанах.— М.: Наука, 1988.— 310 с.
- Лоан Д., Штейнер Р., Уиллс Дж. Сахалинская нефть: как обеспечить безопасность.— Южно-Сахалинск, 1999.— 42 с.
- Мазарович А.О. Строение дна Мирового океана и окраинных морей России.— М.: Изд-во ГЕОС, 2005.
- Мазур И.И. Экология нефтегазового комплекса.— М.: Недра, 1993.— 494 с.
- Мазур В. Задача, не имеющая аналогов // Нефть России.— 1997.— № 11.— С. 5.
- Маловицкий Я.П., Мартиросян В.Н., Головач В.В., Гуменюк Ю.Н., Федоровский Ю.Ф., Закальский В.М. Нефтегазоносный потенциал осадочных бассейнов морской периферии России // Нефтяное хозяйство.— 1994.— № 4.— С. 27–32.
- Мандель А.Я., Шибакин С.И., Пинчук В.Ю. Техничко-технологические решения по обустройству Штокманского ГКМ // Материалы Международной конференции «Нефть и газ Арктического шельфа» (Мурманск, 15–17 ноября 2008).— Мурманск, 2008.
- Матвейчук А. Вверх по вышке, ведущей ... в глубины // Нефть России.— 1997.— № 10.— С. 31–36.
- Матишов Г.Г., Никитин Б.А. (ред.). Научно-методические подходы к оценке воздействия нефтегазодобычи на экосистемы морей Арктики (на примере Штокмановского месторождения).— Апатиты, 1997.— 391 с.
- Мацкевич Д.Г. Технологии разведки и разработки месторождений на арктическом шельфе // Нефтегазовые технологии.— 2000.— № 3.— С. 45–56.
- Николаев Г. Будет ли переворот в энергетике? // Наука и жизнь.— 2000.— № 9.— С. 2–5.
- Носков Б.Д., Правдивец Ю.П. Сооружения континентального шельфа.— М.: Изд-во АСВ, 2004.— 280 с.
- Орлов В.П. О развитии нормативно-правовой основы разработки углеводородного сырья на шельфе России // Минеральные ресурсы России. Экономика и управление.— 1997.— № 5.— С. 5.
- Оруджев С.А. Глубоководные крупноблочные основания морских буровых.— М.: Недра, 1974.— 205 с.
- Осадчий А. Нефть и газ российского шельфа: оценка и прогнозы.— Наука и жизнь.— 2006.— № 7.
- Пазовский В.М. Перспективы развития мировых танкерных перевозок и обеспечение их безопасности // Материалы конференции «Безопасность судоходства в Дальневосточном бассейне».— Владивосток: МГУ им. адмирала Г.И. Невельского, 2009.
- Патин С.А. Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы.— М.: Изд-во ВНИРО, 2008.— 510 с.

- Проект «Сахалин 1»*. Варианты транспортировки нефти и газа. Предварительный анализ природоохранных аспектов.— М.: Экоцентр МГУ, 2000.— 330 с.
- Проект «Сахалин 2»*. Техничко-экономическое обоснование (ТЭО) Пильтун-Астохского лицензионного участка (Этап 1. Астохская площадь). Т.9. Охрана окружающей среды.— 1998.— 150 с.
- Северный поток*. Отчёт по экологическому мониторингу морского участка российской секции газопровода Nord Stream в соответствии с требованиями Минприроды России за 2011 год.— М.: Nord Stream AG, 2011.— 193 с.
- Селин В.С., Виноградов А.Н.* Масштабы морских перевозок в Западной Арктике (прогнозная оценка на 2010–2030 гг.) // Материалы Международной конференции «Нефть и газ Арктического шельфа» (Мурманск, 15–17 ноября 2008).— Мурманск, 2008.
- Супруненко О.И., Каминский В.Д.* Состояние минерально-сырьевой базы арктического шельфа и перспективы ее освоения // Материалы Международной конференции «Национальная морская политика и экономическая деятельность в Арктике» (Мурманск, 1–2 июня 2006 г.).— Мурманск, 2006.
- AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). Arctic pollution issues: a state of the Arctic environment report.— Oslo: AMAP, 1997.— 188 p.
- AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). Arctic Oil and Gas.— Oslo: AMAP, 2007.— 150 p.
- API (American Petroleum Institute). Oil and natural gas transportation: tankers, pipelines, trucks, rails.— API, 2005.
- Arctic Council. Arctic marine shipping. Assessment 2009 Report.— Tromsø, Norway: Arctic Council, 2009.— 194 p.
- Bambulyak A., Frantzen B.* Oil transport from the Russian part of the Barents Region. Status per January 2009.— The Norwegian Barents Secretariat and Akvaplan-niva (Norway), 2009.— 97 p.
- Cairns W.J.* (ed.). North Sea oil and the environment. Developing oil and gas resources, environmental impacts and responses.— London and New York: Elsevier Applied Science, 1992.— 722 p.
- Croasdale K.R.* Structures in ice: Past experience and future challenges // Proc. 11th International Conference on Port and Ocean Engineering under Arctic Conditions, POAC-91, Vol 1.— 1991.— P. 1–27.
- Engelhard F.R.* (ed.). Petroleum effects in the Arctic environment.— London and New York: Elsevier Applied Science, 1985.— 281 p.
- European Commission. Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council on safety of offshore oil and gas prospecting, exploration and production activities.— Brussels: European Commission, 2011.— 162 p.
- Fearnleys.* World bulk trades 1998 — an analysis of 1997 with 1998 update.— Fearnleys, Norway.— 1998.— 48 p.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). Report of the twenty-seventh session of GESAMP // GESAMP Reports and Studies.— 1997.— No. 63.— 48 p.
- Gautier D.L., Bird K.J., Charpentier R.R.* et al. Assessment of undiscovered oil and gas in the Arctic // Science.— 2009.— Vol. 324, No. 5931.— P. 1175–1179.
- HELCOM (Helsinki Commission). Baltic Marine Environment Protection Commission. Report on illegal discharges observed during aerial surveillance in 2006.— Helsinki: HELCOM, 2007.— 11 p.
- Hiney J.* There is oil down there ... way down there // Texas Shores.— 1998.— Vol. 30 — No. 4.— P. 3–25.
- IEA (International Energy Agency). World Energy Outlook 2009.— Paris: IEA, 2009.— 696 p.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment.— Copenhagen: ICES, 1995.— 135 p.
- ITOPF (International Tanker Owners Pollution Federation). ITOPF Handbook 2008/2009.— London: ITOPF, 2008.— 54 p.
- Kaltenstein J.* The case for a strong Polar Code.— San Francisco, CA: Friends for the Earth, 2011.— 24 p.
- Kelland M.* Natural gas hydrates: energy for the future // Mar. Pollut. Bull.— 1994.— Vol. 29.— No. 6–12.— P. 307–311.
- Knott D.* More North Sea oil flowing in despite of stormy disruption // Oil and Gas Journal.— 1993.— Vol. 91, No. 4.— P. 23–28.
- Kroh K., Conathan M., Huvos M.* Putting a freeze on Arctic Ocean drilling. America's inability to respond to an oil spill in the Arctic.— Washington, DC: Center for American Progress, 2012.— 38 p.
- Lloyd's Register.* World Fleet Statistics. Ship type categories — Age Profile/Competition during the year.— 2000.

- NAS (National Academy of Sciences). Oil in the sea III: Inputs, fates, and effects. National Research Council.— Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003.— 265 p.
- Neff J.M. Petroleum in the marine environment: Regulatory strategy and fisheries impact // Report to Exxon Company.— Huston, TX.— 1993.— 13 p.
- North Stream. Background information.— January 2010.— 5 p.
- OGA (Oil and Gas Activities). The Assessment of Oil and Gas Activities in the Arctic (OGA 2010).— Arctic Council, 2010.
- OECD (Organization for European Cooperation and Development). Megascience: The OECD Forum «Oceanography».— OECD Publications, 1994.— 167 p.
- Oil and Gas Journal. Vessel readied for ultra-deepwater work in Gulf of Mexico, Black Sea.— 1999.— Issue 6.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Quality status report 2000 for the North East Atlantic.— London: OSPAR Commission, 2000.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Quality status report 2010 for the North East Atlantic.— London: OSPAR Commission, 2010.
- Patin S.A. Environmental impact of the offshore oil and gas industry.— New York: EcoMonitor Publ., 1999.— 435 p.
- Pickering H. A new era for the offshore oil and gas industry on the UK continental shelf // Marine Policy.— 1999.— Vol. 23, No. 4-5.— P. 329-346.
- UNEP (United Nations Environment Programme). Global International Water Assessment (GIWA). Barents Sea, GIWA Regional assessment 11.— Calmar, Sweden: University of Calmar, 2004.— 118 p.
- USARC (US Arctic Research Commission). Oil spills in Arctic waters.— Washington, DC: USARC, 2012.— 31 p.
- Weaver J.S., Poplin J.P. A case history of the Niptek P-32 Spray Ice Island // Canadian Geotechnical Journal.— 1997.— Vol. 34.— P. 1-16.
- WWF (World Wildlife Fund). Drilling for oil in the Arctic: too soon, too risky.— WWF, 2010.— 26 p.

Источники, масштабы, и факторы воздействия нефтегазового комплекса на морскую среду

Как отмечено в предыдущей главе, с экологической точки зрения особого внимания заслуживает важнейшая черта морского нефтегазового комплекса (МНГК), которая состоит в том, что он буквально *встроен в морскую среду* и является по существу одним из ее элементов. Из этого следует, что МНГК, с одной стороны, подвержен воздействию всех природных факторов и стихий в море и на берегу (течения, штормы, ураганы, ледовые поля и др.) и, с другой стороны, сам неизбежно оказывает то или иное воздействие на окружающую его природную обстановку. Именно об этом пойдет речь в данной главе, где мы попытаемся описать основные виды работ на разных этапах добычи и транспортировки углеводородов в море и проанализировать сопутствующие им факторы воздействия на морские экосистемы. Под факторами воздействия МНГК будем понимать те или иные виды деятельности и вызываемые ими нарушения в морской среде, которые приводят к негативным последствиям для морских организмов, популяций и экосистем.

2.1. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА

Характер работ и типы воздействия. Морская нефтегазовая индустрия и ее экологические последствия обычно ассоциируются с буровыми и промысловыми операциями на нефтяных платформах. Более 6000 стационарных платформ возвышаются сейчас на акватории Мирового океана, извлекая со дна моря каждую третью добываемую в мире тонну нефти и при этом неизбежно воздействуя на морскую среду. В то же время операции на платформах отнюдь не исчерпывают все виды деятельности по освоению морских нефтегазовых ресурсов. Сейсмическая разведка, прокладка трубопроводов, строительство береговых терминалов, танкерные перевозки нефти, вспомогательный морской и воздушный транспорт, дноуглубительные и взрывные работы — вот далеко не полный перечень

видов работ и операций, характерных для МНГК и вызывающих те или иные нарушения в морской среде.

В общих чертах можно выделить ряд последовательных этапов освоения и разработки морских нефтегазовых месторождений, включая геолого-геофизическую разведку и первичную оценку запасов, бурение разведочных скважин и уточнение запасов, подготовку и обустройство месторождения, промысловые и транспортные работы и, наконец, завершение и ликвидацию промысла. Каждый из этих этапов сопровождается набором определенных видов деятельности и факторов воздействия на окружающую среду, главные из которых перечислены в табл. 2.1 и показаны на рис. 2.1. Легко видеть, что это воздействие носит комплексный (многофакторный) характер и проявляется в форме тех или иных нарушений в водной толще, на дне и в атмосфере.

Таблица 2.1

**Источники и факторы экологического воздействия
на разных этапах освоения морских нефтегазовых месторождений**

Этап	Вид деятельности	Факторы воздействия, характер последствий
Геофизические съемки и геотехнические изыскания	Сейсмическая разведка	Помехи рыболовству, гидроакустические аномалии, гибель организмов, поведенческие реакции
	Геотехнические работы (зондирование грунтов, отбор кернов, неглубокие бурения)	Нарушения на морском дне, повышение мутности воды, технологические сбросы
Разведочно-поисковые буровые работы	Операции с передвижными буровыми установками, проходка разведочных скважин	Отчуждение акваторий, нарушения на дне, сбросы буровых и других отходов, повышение мутности воды, выбросы в атмосферу, аварийные ситуации, шумовые эффекты
	Опробывание скважин	Загрязнение атмосферы, аварийные ситуации
Подготовка и обустройство месторождения	Установка стационарных платформ, прокладка трубопроводов, судоходство, строительство береговых терминалов и др.	Отчуждение акваторий, помехи рыболовству, нарушения на морском дне, повышение мутности воды, загрязнения с судов, шумовые эффекты
Эксплуатация	Буровые, технологические, промысловые, транспортные и другие операции	Сбросы буровых отходов и пластовых вод, повышение мутности воды, аварийные разливы, сжигание углеводородов в факелах, инвазия вселенцев, помехи рыболовству и другим морепользователям
Завершение и ликвидация	Вывод из эксплуатации платформ, трубопроводов и скважин, очистные работы на дне и другие операции	Взрывные работы, шумовые эффекты, нарушения на дне и в толще воды, отчуждение акваторий



Рис. 2.1. Характер, структура и последовательность биологических откликов при разных видах стрессового воздействия на морские экосистемы в процессе разведки и разработки нефтегазовых месторождений на шельфе

При всем разнообразии факторов воздействия МНГК на морскую среду в их составе можно выделить три основных группы.

- *Физические воздействия*, которые сопровождают все этапы и операции МНГК. К их конкретным проявлениям относятся: сейсмические сигналы (сейсморазведка), перемещение грунтов и взмучивание донных осадков (строительные и грунтовые работы в море и на побережье), световые, шумовые, тепловые и гидродинамические эффекты (буровые и промысловые работы на платформах, сжигание газа в факелах, судоходство, вертолетные перевозки и другие виды деятельности), ударные взрывные волны (ликвидация промыслов).
- *Химические воздействия* в результате поступления в окружающую среду нефтегазовых углеводородов (особенно при аварийных ситуациях), а также других отходов (технологических, хозяйственно-бытовых и др.) на разных этапах строительной, промысловой и транспортной деятельности в море и на берегу.
- *Биологические воздействия* за счет непреднамеренного вселения (инвазии) чужеродных видов из других морских регионов при сбросе балластных вод из нефтяных танкеров. К этому же типу надо отнести «рифовый эффект»,

т. е. привлечение рыб и других организмов к платформам, трубопроводам и другим стационарным сооружениям в море.

Интенсивность этих воздействий, их пространственно-временной масштаб и тяжесть последствий будут, естественно, сильно варьировать в зависимости от многих конкретных обстоятельств. В первом приближении их можно относить к ситуациям *острого* либо *хронического* стресса. Например, аварийные разливы нефти или взмучивание грунтов при строительных работах на дне относятся к ситуациям острого стресса. Для них характерно внезапное начало и резкий подъем интенсивности воздействия с последующим более или менее быстрым спадом. Примером ситуации хронического стресса может служить накопление в донных осадках нефтяных углеводородов в районах систематических сбросов с платформ отходов буровых и промысловых работ. При этом нарушения невысокой интенсивности продолжают непрерывно или периодически в течение многих лет.

Основные трудности при выявлении и количественной оценке такого рода воздействий и их последствий связаны по меньшей мере с двумя обстоятельствами:

- сильной пространственно-временной изменчивостью большинства абиотических и биотических характеристик природных экосистем;
- чрезвычайной сложностью, разнообразием и многофакторностью бесконечного числа биологических реакций и откликов в экосистемах в ответ на то или иное природное или техногенное воздействие.

Мы будем многократно возвращаться к этой теме в последующих главах, а в гл. 1 (т. 2) рассмотрим критерии и методы оценок воздействия на окружающую среду применительно к МНГК. В качестве общего, универсального правила стоит отметить, что слабые (кратковременные, обратимые) воздействия происходят с высокой частотой и повторяемостью, тогда как сильные и масштабные нарушения относятся к числу редких эпизодов, однако их последствия могут быть катастрофическими.

Источники и масштаб воздействия. На региональном уровне по мере исчерпания старых и освоения новых запасов в пределах крупных месторождений обычно происходит передислокация локальных нефтегазовых промыслов (среднее время их существования обычно составляет 20–30 лет) и расширение промышленной деятельности на новые акватории. Приведенная в табл. 2.1 последовательность смены этапов при разработке отдельно взятого месторождения становится неразличимой на фоне общей картины нефтепромысловой деятельности в регионе. В результате уже через несколько лет после начала эксплуатации крупных нефтегазоносных бассейнов на их акватории можно встретить и вновь сооружаемые нефтяные платформы, и оставленные буровые конструкции, и технические средства для прокладки подводных трубопроводов, и нефтяные танкеры, и суда сейсмической разведки и другие объекты инфраструктуры МНГК. Таким образом, локальные (точечные) воздействия могут сопрягаться друг с другом и формировать поля площадных нарушений. Их характер и интенсивность, естественно, будут существенно различными в разных регионах в зависимости от комбинации многих природных и техногенных факторов. Надо учитывать при этом дополнительные воздействия на морскую среду всех других видов деятельности

в том или ином регионе (судоходство, рыболовство и др.), что может усиливать экологическое неблагополучие за счет так называемых кумулятивных и синергических эффектов.

В некоторых случаях промысловая эксплуатация месторождений начинается еще до завершения работ по их полному обустройству, т. е. до прокладки сети трубопроводов, строительства береговых терминалов, хранилищ углеводородов и пр. В таких ситуациях прибегают к временным промысловым схемам. Одна из них была реализована на первом этапе проекта «Сахалин 2» (рис. 2.2). В качестве промежуточного хранилища продукции здесь использовали нефтеналивной танкер, пришвартованный к одноточечному якорному причалу. Нефть с платформы поступала по подводному трубопроводу к якорному причалу, перекачивалась на танкер-хранилище, а затем на челночные (транспортные) танкеры.



Рис. 2.2. Производственный нефтедобывающий комплекс «Витязь» на первом этапе проекта «Сахалин 2» [Лоран и др., 2001]

Системы с использованием морских перегрузочных комплексов и плавучих хранилищ предусмотрены также в ряде других российских проектов, в частности при работах на Северном Каспии и при транспортировке нефти в морях Западной Арктики. Следует заметить, что осуществление такого рода схем в экстремальных природных условиях Арктики и Субарктики — дело не только сложное и дорогостоящее, но и сопряженное с повышенным риском аварийных ситуаций.

О масштабах региональных нефтепромысловых работ можно судить по статистическим данным для Северного и Норвежского морей [OSPAR, 2000]. К началу XXI в. здесь было пробурено около 4000 скважин, установлено более 500 платформ и других инженерных сооружений, а общая протяженность магистральных

трубопроводов превышала 10 тыс. км. Сравнительный масштаб физических нарушений на дне Северного моря при разных видах деятельности в 1990-е годы отражен в табл. 2.2.

Таблица 2.2

Показатели физических воздействий на дно при разных видах деятельности по статистическим данным для Северного моря [Groot, 1996]

Площадь, %	Источник воздействия	Площадь нарушений	Количественные показатели
54,0	Рыболовство	302 204 км ²	
0,03	Добыча песка и гравия	180 км ² /год	30×10 ⁶ т
0,01	Сброс (дампинг) грунтов	72 км ² /год	72×10 ⁶ т
0,001	Удаление отходов	5,5 км ² /год	5,5×10 ⁶ т
0,001	Удаление шламов от стоков	5,5 км ² /год	5,5×10 ⁶ т
0,05	Платформы	313 км ²	400
0,05	Окончания скважин на дне	300 км ²	382
1,5	Трубопроводы	8374 км ²	8374 км
1,27	Кабели	7322 км ²	7322 км
0,05	Оставленные сооружения	284 км ²	7100
0,001	Буровые шламы	0,5 км ² /год	593 741 т
56,95	Всего	327 000 км ²	

Данные табл. 2.2 весьма примечательны в том плане, что они дают представление об источниках воздействия и масштабах экологических нарушений на дне морского региона с интенсивной хозяйственной деятельностью. Бесспорным лидером по степени физического воздействия на донные грунты в Северном море является траловое рыболовство, последствия которого зафиксированы на половине всей площади моря. Аналогичная картина характерна для многих других шельфовых морей и акваторий с традиционным рыбным промыслом [Jennings, Kaiser, 2004]. Что касается последствий деятельности МНГК, то, судя по данным табл. 2.2, наиболее обширные нарушения на дне (около 3 %) возникают в результате прокладки трубопроводов и кабелей. Минимальная площадь воздействия на дно (0,001 %) отмечена за счет сбросов бурового шлама. Более поздние наблюдения [OSPAR, 2000] показали, что многолетняя практика удаления отходов буровых работ на нефтепромыслах в Северном море привела к образованию на дне огромных скоплений нефтесодержащих шламов с общей массой до 1,5 млн т.

По последним данным для районов действия Конвенции по защите морской среды Северо-Восточной Атлантики [OSPAR, 2010], к 2007 г. на акваториях Северного, Норвежского и Ирландского морей насчитывалось около 1300 сооружений (включая стационарные и плавучие объекты) и 50 тыс. км подводных трубопроводов для добычи и транспортировки углеводородов. Около 60 % от общего числа сооружений МНГК в этом регионе приходится на объекты, с которых в море поступают те или иные вредные отходы.

Конечно, в других регионах ситуация может выглядеть иначе, чем в Северо-Восточной Атлантике, однако главным фактором воздействия МНГК на морское дно и донные биоценозы всегда являются нарушения, вызванные строительными работами на грунте, в основном при прокладке трубопроводов и строительстве платформ. Это особенно характерно, например, для Мексиканского залива, где уложены десятки тысяч километров подводных трубопроводов и возведены тысячи промысловых платформ. Их общее количество приближается сейчас к 4000, и, как показано на рис. 2.3, они тяготеют в основном к прибрежной и шельфовой зонам. Отметим, что помимо отмеченных на рис. 2.3 действующих платформ, на акватории региона возвышаются сотни оставленных, отработавших свой срок платформ, ликвидация которых сопряжена с серьезными экономическими и экологическими трудностями (см. ниже, разд. 2.8).



Рис. 2.3. Расположение действующих промысловых платформ у берегов южных штатов США в Мексиканском заливе (www.noaa.gov)

Для иллюстрации масштабов морской нефтегазодобывающей деятельности на национальном уровне приведем данные Службы управления минеральными ресурсами США [MMS, 1995], из которых следует, что в разгар этой деятельности (1987–1991 гг.) на внешнем континентальном шельфе США (без учета трехмильной прибрежной зоны) были выполнены следующие объемы работ и операций:

- пробурено 2200 разведочных и 2100 промысловых скважин;
- установлено 825 и удалено 450 платформ;
- проложено 3690 миль подводных трубопроводов;
- сброшено (ежегодно) 5,8 млн баррелей буровых растворов, 1,8 млн баррелей бурового шлама, 0,15 млн баррелей пластового песка и 660 млн баррелей пластовых вод.

По официальным данным [European Commission, 2011], в период с 1980 по 2008 гг. на шельфе Великобритании были пробурены 8283 скважины, из них 1690 разведочных и 5254 промысловых. За тот же период в Норвегии пробурены 1036 разведочных и 2801 промысловых скважин.

Нечто подобное может происходить и, как показано в предыдущей главе, в какой-то мере уже происходит на российском шельфе. Это относится прежде всего к шельфу Сахалина, где полным ходом идут работы в рамках двух крупнейших нефтегазовых проектов. Например, по проекту «Сахалин 1» предполагается построить 6 промысловых платформ, пробурить более 600 скважин глубиной до 3000 м, проложить систему наземных и подводных трубопроводов, построить крупные береговые сооружения, выполнить дноуглубительные работы с выемкой до 5 млн м³ грунта, обеспечить суточную добычу более 60 тыс. т нефти и около 80 млн м³ газа, осуществлять регулярные танкерные перевозки нефти и т. д. Значительная часть этих работ уже выполнена на первых двух этапах проекта и выполняется сейчас. Не менее крупный объем строительных, промысловых и транспортных работ планируется или уже осуществляется в рамках проекта «Сахалин 2» (см. гл. 1).

Проектные решения по освоению Штокманского газоконденсатного месторождения в Баренцевом море предусматривают возведение буровых полупогружных и плавучих технологических платформ ледового класса, бурение около 60 добывающих скважин с подводным заканчиванием в составе подводного добычного комплекса (рис. 2.4, вклейка). Кроме того планируется построить три нитки морского трубопровода двухфазного транспорта длиной 550 км, завод по производству сжиженного природного газа (СПГ), портовые сооружения, морской трубопровод по отгрузке СПГ, сухопутный магистральный газопровод и ряд других морских и береговых объектов [Мандель и др., 2008]. Аналогичные работы планируются и частично уже осуществляются сейчас в районе Приразломного нефтяного месторождения в Печорском море (см. гл. 1).

Повторим еще раз, что при реализации морских нефтегазовых проектов неизбежны экологические нарушения в толще воды и на дне практически при всех видах работ, начиная с сейсмических съемок и кончая завершением промысла (демонтаж платформ и других промысловых объектов). К этому надо добавить «дамоклов меч» аварийных ситуаций и нефтяных разливов, который всегда незримо висит над морскими акваториями, где добывают и транспортируют углеводороды (см. ниже, разд. 2.7).

2.2. ГЕОЛОГО-ГЕОФИЗИЧЕСКИЕ ИЗЫСКАНИЯ

Ясно, что прежде чем осваивать месторождение, его надо обнаружить, исследовать и оценить запасы. На этом начальном этапе собирается информация о геологической структуре района и делаются первые предварительные оценки его потенциальной нефтегазоносности. Арсенал используемых для этих целей гео-

физических методов достаточно широк (гравиметрия, электроразведка, магнитометрия, геотермические исследования), однако наиболее эффективными и распространенными являются сейсмические съемки. Как правило, данные таких съемок уточняются и дополняются результатами разведочных бурений. Кроме того, для решения ряда геологических и инженерных задач на стадии обустройства месторождений (например, при прокладке трубопроводов) необходимо получить подробные сведения о рельефе дна и механических свойствах донных грунтов (плотность, структура и др.), что входит в задачу геотехнических изысканий.

Сейсмические съемки. Морская сейсморазведка основана на генерировании сейсмических волн и регистрации их отраженных упругих колебаний, характер и параметры которых позволяют судить о структуре и нефтегазоносности зондируемых горных пород. Ранее для этого применялись подводные взрывы, способные приводить к катастрофическим последствиям. Мне довелось быть свидетелем одной из таких катастроф поздней осенью 1967 г., когда на восточное побережье Каспия (южнее г. Шевченко) штормами было вынесено около 200 тыс. (!) погибших осетров. Как оказалось, причиной этой беспрецедентной катастрофы явились подводные геофизические взрывы, которые проводились накануне на мелководье Северо-Восточного Каспия и «накрыли» здесь зимовальные скопления осетровых. Более наглядного и устрашающего зрелища «антропогенного воздействия» на биоресурсы я не видел за всю свою 50-летнюю практику морского эколога. К счастью, такие методы сейсморазведки сейчас исключены.

О региональном масштабе современных сейсмических съемок можно судить по данным на рис. 2.5 для арктических морей. Как правило, источником сейсмических импульсов служат воздушные или водяные генераторы направленного сигнала (пневмо- и гидропушки). Пневмопушка представляет собой контейнер объемом до 10 л, куда нагнетается воздух давлением до 150 атм, а затем происходит резкий выхлоп сжатого воздуха в воду. При этом в водной среде образуются упругая волна сжатия, а затем разряджения в виде короткого импульса. Звуковые импульсы испускаются каждые 5–20 с в сторону морского дна и создают эффект гидроудара с давлением до 150 атм. После отражения от поверхности дна и расположенных под ним геологических структур эти импульсы воспринимаются затем приемными устройствами (гидрофонами). Последние в свою очередь передают эти отраженные сигналы на борт судна для их обработки и расшифровки специальными системами. Одна из возможных конфигураций судна сейсморазведки с буксируемыми шлейфами (косами) излучателей и гидрофонов изображена на рис. 2.6, а вид сверху самого судна во время сейсмической съемки показан на рис. 2.7.

Масштабы таких съемок и объемы зондируемых при этом водных масс достаточно внушительны: за 2–3 недели рядовой геофизической съемки судно сейсморазведки, сопровождаемое буксируемым шлейфом тросов, кабелей и гидрофонов длиной до 10 км, проходит обычно маршрут от 500 до 1000 км. Количество пневмовзрывов при обследовании акватории площадью $100 \times 100 \text{ км}^2$ составляет не менее 5–8 млн «выстрелов» [Матишов, 1991]. В случаях пересечения таких маршрутов с районами тралового промысла могут возникать помехи для рыболовства за счет запутывания тралов в буксируемой оснастке судов сейсморазведки.

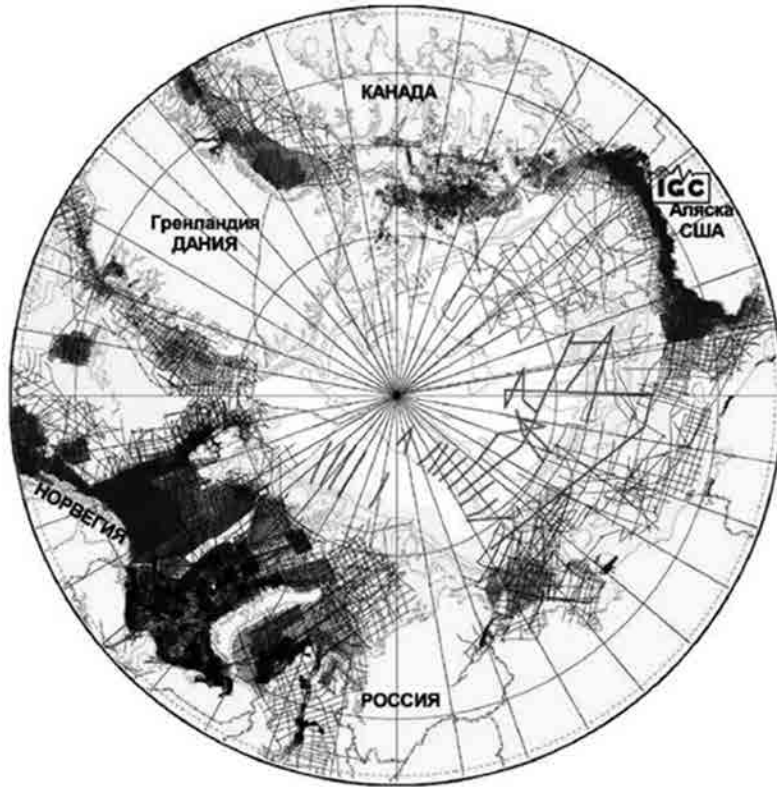


Рис. 2.5. Изученность морей Арктики сейсморазведкой МОГТ 2D [Богоявленский, Богоявленский, 2014]

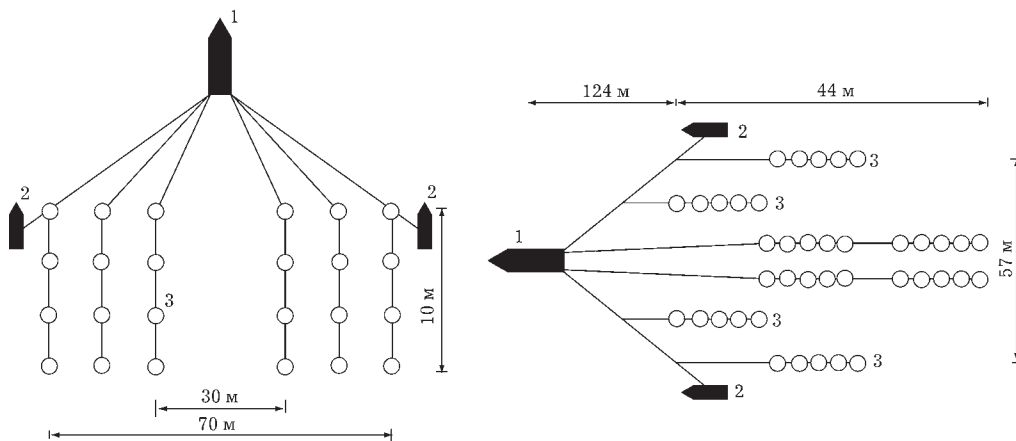


Рис. 2.6. Конфигурация судна (1), параванов (2) и буксируемых шлейфов аппаратуры (3) в процессе сейсмических съемок в море [Booman et al., 1996]



Рис. 2.7. Судно сейсморазведки в процессе съемки на морской акватории (www.planete-energies.com)

Уровень звукового давления в непосредственной близости от источника излучения сейсмосигналов в морской среде составляет обычно 220–260 дБ (относительно 1 $\mu\text{Па}$) при частотах до 500 Гц, тогда как природный «нормальный» звуковой фон в море оценивается величинами менее 100 дБ при частотах менее 100 Гц [McCauley, 1994; NERI, 1996]. Во время землетрясений уровень звука может достигать 240 дБ при частоте 10–50 Гц на расстояниях до нескольких километров от эпицентра. Заметное повышение уровня звука в воде (до 150–200 дБ при частотах 100–700 Гц) происходит также при движении судов, особенно супертанкеров. Аналогичные эффекты возникают при буровых и промысловых работах на морских платформах [OSPAR, 2009].

По некоторым оценкам [Andrew et al., 2002], за последние 3–4 десятилетия прошлого века средний уровень антропогенных подводных звуков в ряде морских регионов возрос до 10 раз. Надо полагать, что это связано в значительной мере с работами и операциями в рамках МНГК, особенно с акустическими аномалиями в море при сейсмических съемках, которые превосходят по интенсивности все остальные природные и антропогенные источники звука.

Механизмы и проявления биологического действия сейсмосигналов на живые организмы могут быть самыми различными — от первичных поведенческих реакций (например, рассеивание рыбных косяков) до физических повреждений органов и тканей, нарушения двигательной активности и гибели организмов. Характер таких последствий зависит от многих факторов: вид и стадия развития организма, тип и конфигурация источника сигнала, параметры ударных волн, глубина моря, рельеф дна и др. Естественно, что среди всех этих факторов решающую роль играет расстояние от источника сейсмических сигналов до «мишени». Надо

отметить, что несмотря на давний интерес к этой проблеме, имеющаяся сейчас информация о поражающем воздействии ударных сейсмических волн на морские организмы весьма ограничена и противоречива. Одни специалисты склоняются к мнению об отсутствии негативных эффектов на уровне популяций и сообществ морской биоты [Swan et al., 1994; Johnstone, 1999; Векилов, Полонский, 2000]. Другие авторы полагают, что такие эффекты реально существуют, однако их трудно выделить на фоне высокой природной изменчивости популяционных параметров морских организмов, в основном промысловых рыб и млекопитающих [Engas et al., 1996; Lincoln, 2002; Dalen, 2007; IUCN, 2008; Веденев, 2010]. Более подробный анализ подобных эффектов и их последствий для морской биоты и рыболовства сделан в т. 2 (гл. 2 и 4).

Геотехнические работы. В процессе обустройства месторождений неизбежно возникают задачи, которые нельзя решить без знания топографии дна и физико-механических свойств грунтов. Эти данные нужны для безопасной установки платформ, прокладки трубопроводов и для выполнения любых других строительных работ, связанных с изъятием, перемещением или использованием донных грунтов. Информацию такого рода получают несколькими способами:

- геофизическими съемками рельефа и структуры морского дна;
- зондированием поверхности грунтов с помощью специальных вибраторов;
- отбором верхних слоев грунта в виде трубчатых кернов пистонным методом;
- отбором поверхностных проб грунта путем бурения неглубоких скважин;
- бурением стратиграфических скважин глубиной более 100 м.

Буровые работы до глубины 100 м обычно выполняются по открытому циклу (без закачки и циркуляции бурового раствора), тогда как более глубокие стратиграфические скважины бурят в режиме разведочных и промысловых скважин.

Частота зондирования грунтов, отбора проб и бурения неглубоких скважин зависит от задач обследования и характера донных отложений. Например, при прокладке трубопроводов отбор проб кернов пистонным методом (с помощью сбрасываемых с судна утяжеленных труб), с помощью вибраторов или путем неглубокого бурения выполняют с интервалами от нескольких сотен метров до нескольких километров вдоль планируемой трассы в зависимости от местных условий. Если учесть, что протяженность таких трасс во многих нефтепромысловых регионах составляет сотни и тысячи километров, то масштабы подобных работ представляются достаточно внушительными. Их экологические последствия проявляются в нарушении донных субстратов и бентосных сообществ, а также в повышении мутности воды в придонном слое (т. 2, гл. 2).

2.3. ОБУСТРОЙСТВО МЕСТОРОЖДЕНИЙ

Выше уже отмечалось многообразие видов работ и операций на этапе подготовки месторождения к эксплуатации. Такого рода работы включают: строительство промысловых платформ и других стационарных сооружений на морском дне

(вплоть до искусственных островов), прокладку подводных трубопроводов и кабелей, установку подводных модулей и устьевого оборудования скважин, строительство выносных причалов, нефтяных портов и терминалов, нефтехранилищ и др. Все эти работы сопряжены с изъятием и перемещением (перераспределением) больших количеств донных грунтов. В свою очередь это неизбежно ухудшает условия обитания морских организмов как в толще воды, так и на дне за счет взмучивания грунтов, их переотложения и нарушения структуры осадочного материала на дне.

Высокая интенсивность и многофакторность негативного воздействия на морскую среду на стадии подготовки и обустройства месторождений усиливаются тем, что строительные, монтажные и другие работы в море и на побережье всегда сопровождаются интенсивным судоходством. При этом бывают задействованы десятки судов различного типа и назначения, включая трубоукладчики, грузовые баржи, буксиры, сборщики отходов, танкеры и др. В целом вся эта деятельность приводит не только к экологическим нарушениям на морском дне, но также к шумам, вибрации и загрязнению морской среды и атмосферы. Биологические последствия таких работ рассмотрены в т. 2 (гл. 2).

Строительство платформ. Как показано выше на примере Северного моря (см. табл. 2. 2) и Мексиканского залива (см. рис. 2.3), на региональном уровне площадь прямого физического воздействия на морское дно в результате возведения платформ может измеряться сотнями квадратных километров. За этими показателями скрываются не только масштабы экологических нарушений и гибели организмов на дне, но и размеры отчужденных от рыболовства акваторий, в пределах которых оно ограничено либо вообще невозможно. Более подробно об этом речь пойдет в т. 2 (гл. 4). Сейчас обратим внимание на объемы грунтовых работ при установке стационарных платформ и сопутствующие им нарушения экологии морского дна и прилегающих водных масс за счет выемки, перемещения и взмучивания донных осадков. Приведем лишь несколько примеров для иллюстрации характера и масштаба таких работ.

Основой нефтепромыслового комплекса по проекту «Сахалин 2» является стационарная платформа «Моликпак», отбуксированная из моря Бофорта и установленная на северо-восточном шельфе Сахалина на глубине 30 м в 20 км от берега (рис. 2.8, вклейка). Платформа представляет собой сооружение гравитационного типа (размер в плане 110×110 м, высота корпуса 30 м). При ее установке по схеме, показанной на рис. 2.9, были выполнены следующие работы [Проект «Сахалин 2», 1998]:

- рытье котлована под основание глубиной до 6 м с выемкой и последующим сбросом грунта объемом 125 тыс. м³;
- землечерпательные работы с изъятием из подводного карьера 160 тыс. м³ грунта;
- заполнение и уплотнение ядра платформы с объемом засыпаемого грунта более 140 тыс. м³;
- обваловка основания платформы с засыпкой 85 тыс. м³ гравия и 12 тыс. м³ скального грунта;
- установка одноякорного причала с изъятием и сбросом 15 тыс. м³ грунта и последующей засыпкой 20 тыс. м³ грунта.

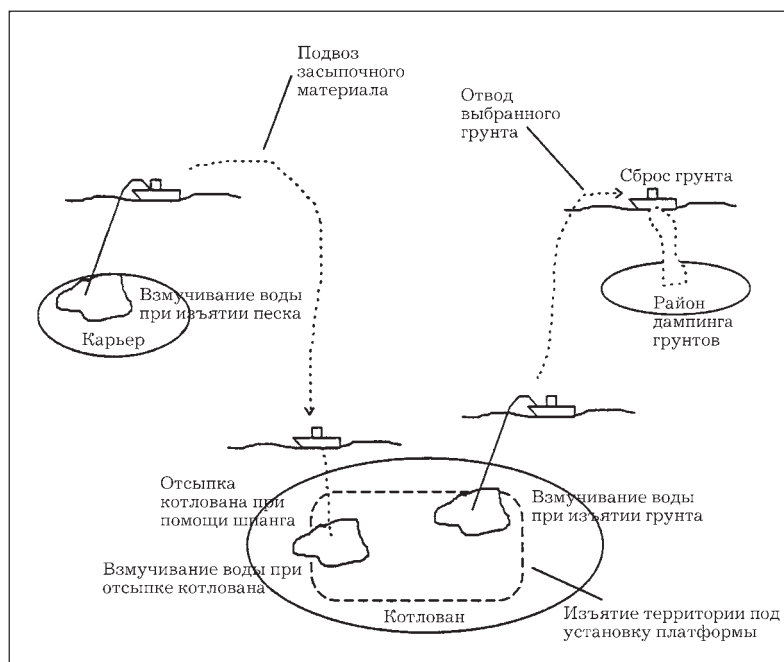


Рис. 2.9. Схематическое отображение работ при установке платформы «Моликпак» на северо-восточном шельфе Сахалина [Проект «Сахалин 2», 1998]

Показанная на рис. 2.9 схема, которая предусматривает выемку грунта в одном месте и его сброс (дампинг) в другом, достаточно универсальна. Она была использована, в частности, не только при строительных работах по сахалинским проектам, но также в процессе установки стационарных платформ в Северном море, Мексиканском заливе и других регионах [Cairns, 1992; Swan et al., 1994].

Строительство трубопроводов. Экологические проблемы обычно приходится решать уже на стадии выбора трассы для прокладки морских трубопроводов. Так было, например, при планировании обустройства Пильтун-Астохского месторождения на северо-восточном шельфе Сахалина, где обитает занесенная в международную Красную книгу уникальная популяция серых китов. Понадобились многолетние комплексные исследования и экспертизы для обоснования варианта маршрута трубопровода, приемлемого с точки зрения охраны морских млекопитающих в этом районе [IUCN, 2008]. Другой пример из этой области относится к выбору трассы трубопровода в рамках проекта разработки Штокманского месторождения. При поиске оптимального варианта в данном случае учитывались особенности распределения донных биоценозов и рыбопромысловых характеристик этого района Баренцева моря [Матишов, Никитин, 1997; Борисов и др, 2001]. Одним из последних примеров может служить начатое в 2010 г. строительство газопровода «Северный поток» протяженностью 1220 км. Выбор этого маршрута определялся множеством самых разных факторов и обстоятельств, включая места захоронения на дне Балтийского моря химического оружия [Отчет ЭСПО..., 2009].

Объемы грунтовых работ и площади нарушений при строительстве морских трубопроводов, как правило, в десятки раз превышают аналогичные показатели при возведении платформ (см. табл. 2.2). Например, объем выемки грунта при прокладке трубопровода длиной 11 км от берега к платформе «Орлан» на северо-восточном шельфе Сахалина составил 900 тыс. м³, тогда как при установке самой платформы потребовалось изъять всего 5000 м³ грунта [Проект «Сахалин 1», 2000].

По оценке Службы управления минеральными ресурсами США [MMS, 1995; Cranswick, 2001], укладка на морском дне 1 км трубопровода сопровождается взмучиванием в придонном слое воды около 5000 м³ грунтов и приводит к экологическим нарушениям на участке дна площадью от 500 до 3000 м². Напомним, что в некоторых регионах протяженность морских трубопроводов исчисляется десятками тысяч километров, а всего на дне морей и океанов их уложено более 150 тыс. км [NAS, 2003].

В зависимости от решаемой задачи и местных условий могут быть использованы разные способы и технические средства для прокладки трубопроводов в море. Самый простой способ — укладка труб на поверхности дна без заглубления в грунт. Как правило, этот способ применяют на относительно больших глубинах (обычно более 100 м). В пределах глубин от 30 до 100 м трубы могут заглублять в грунт без засыпки, тогда как на мелководье (при выходах трубопровода на берег) их обычно укладывают в засыпные траншеи, поскольку в таких местах наиболее вероятны повреждения труб.

Экологические нарушения в толще воды и дне за счет перемещения, взмучивания и повторного отложения осадочного материала особенно значительны при рытье траншей для укладки труб и их последующей засыпки. Ситуация усугубляется тем, что эти работы чаще всего выполняются в мелководной прибрежной зоне с высокой биопродуктивностью и обилием бентосного населения. Площадь нарушений на морском дне, а также доля извлекаемых и затем повторно оседающих осадков являются функцией диаметра трубопровода, типа донных осадков и технологии проходки траншей. Из опыта таких работ в разных регионах следует, что полоса прямого воздействия на морское дно при траншейной укладке труб охватывает до 10–20 м вдоль трассы трубопровода, причем максимальные площади нарушений характерны для участков дна с мягкими (илистыми) грунтами. Только на шельфе Великобритании и Норвегии в Северном море суммарная площадь прямого воздействия на донные биоценозы при укладке трубопроводов составляла около 500 км² [OSPAR, 2009].

При прокладке трубопроводов большого диаметра (более 100 см) чаще всего применяются два способа разработки траншей на морском дне — плужный и струйный [Cairns, 1992; Swan et al., 1994; MMS, 1995; Cranswick, 2001; Горяинов и др., 2001].

Плужный способ. Основан на распаивании осадков путем передвижения по поверхности дна агрегата, напоминающего V-образный плуг и способного рыть траншеи глубиной до 2 м и шириной до 6 м (рис. 2.10). При этом происходит изъятие и перемещение до 5–6 м³ грунта на 1 м длины трубопровода. Изымаемый донный материал образует отсыпные бермы высотой около 1 м и шириной до 3 м



Рис. 2.10. Укладка трубопровода в траншею на морском дне с помощью плужного агрегата с обратной засыпкой

с каждой стороны траншеи. Общая ширина полосы нарушенного грунта при таких операциях составляет 10–12 м, а следы этих нарушений на морском дне могут сохраняться в течение нескольких лет. Что касается взмучивания донных осадков, то оно обычно невелико (менее 1 % от объема осадков) из-за медленного движения плуга. Прямые наблюдения на акваториях с глубинами около 25 м показали отсутствие следов замутненной воды на поверхности моря в районе проходки траншей [Lewis et al., 2002]. При этом концентрация взвешенных частиц в придонном слое воды в непосредственной близости от работающего плужного агрегата составляла 10–20 мг/л, что укладывается в пределы естественных колебаний за счет волнового и штормового перемешивания.

Струйный (гидродинамический) способ. Основан на использовании гидромониторов для размывания неконсолидированных грунтов (песок, ил, мягкая глина, мелкий гравий) сильной струей воды под высоким давлением. Ширина получаемой при этом траншеи может достигать 7–8 м, а объем перемещаемого материала — до 8 м³ на 1 м длины траншеи. В отличие от плужного метода, в данном случае возникают облака и шлейфы сильного замутнения водных масс с концентрацией взвеси более 250 мг/л, которые могут переноситься течениями на расстояния до нескольких километров от места работ. Время существования таких шлейфов зависит от степени дисперсности взвешенных частиц и может превышать 10 час. В результате поперечного разноса взмученные осадки повторно осаждаются слоями толщиной от 1 до 20 см на расстоянии более 30 м от каждого края траншеи. При этом способе экологические нарушения проявляются не только в ухудшении условий обитания планктона и бентоса при перемещении и взмучивании донного материала, но также за счет гибели планктонных организмов, попадающих

с морской водой в гидромониторы. Для размыва 1 м^3 грунта требуется не менее 10 м^3 морской воды.

На некоторых участках дна со сложным рельефом перед укладкой трубопровода иногда приходится выравнивать донные профили, чтобы избежать сильного прогиба и повреждения подводных труб. Такая ситуация, в частности, складывалась в южной части Северного моря, где высота песчаных «волн» на дне достигала 10 м, и потому для безопасной укладки трубопроводов пришлось перемещать большие объемы грунта для сглаживания рельефа [Cairns, 1992].

Достаточно масштабные воздействия на морское дно происходят также в результате периодических операций установки и снятия якорей в процессе работы трубоукладочных судов [Cranswick, 2001]. Обычно каждое такое судно (рис. 2.11) имеет около 10 якорей, которые представляют собой болванки шириной от 2 до



Рис. 2.11. Судно для укладки трубопроводов на морское дно (www.gazprom.ru)

5 м, длиной от 4 до 7 м и весом от 20 до 30 т. Через каждые 400–600 м при движении судна вдоль трассы трубопровода (со скоростью до 3 км/ч) весь этот набор якорей укладывается на дне, а затем выбирается перед перемещением в следующую точку трассы. Возникающие при этом деформации дна в виде депрессий глубиной от 0,5 до 1,5 м и примыкающими поднятиями выдавленного грунта высотой до 1,5 м повторяют размеры якорных болванок. Продольный размер таких деформаций (борозд) на грунтах может значительно возрастать (до 20 м и более)

в ситуациях срыва якорей и их протаскивания по дну. В зависимости от типа грунтов такого рода «шрамы» на морском дне могут сохраняться от 5 до 15 лет, нарушая экологию бентоса и создавая помехи для тралового рыболовства.

В качестве одного из примеров для иллюстрации объема и масштаба грунтовых работ по строительству морских трубопроводов приведем данные, относящиеся к проекту «Сахалин 1». Подводный 20-километровый переход магистрального нефтепровода через пролив Невельского был построен летом 2004 г. с заглублением трубопровода в грунт посредством разработки траншеи гидромониторами (без обратной засыпки). Общий объем извлеченного из траншеи грунта составил 320 тыс. м^3 при объеме морской воды, пропущенной через гидромониторы, более 3 млн м^3 .

Операции по прокладке подводных трубопроводов могут различаться в зависимости от местных условий. Так, по проекту освоения Штокманского газоконденсатного месторождения в Баренцевом море на глубинах более 125 м трубопровод планируют укладывать прямо на поверхность дна. В пределах глубин моря от 30 до 125 м трубы будут заглубляться в грунт, а на мелководье они будут засыпаться в траншеи [Матишов и др., 2001].

Для полноты картины следует отметить, что строительство трубопроводов сопровождается также химическим воздействием на морскую среду в процессе гидростатических испытаний труб. Такие испытания включают в себя закачку в трубопровод больших объемов морской воды, ее выдерживание под давлением для проверки герметичности системы и последующий сброс в море. Проблема состоит в том, что в закачиваемую воду добавляют ряд химических агентов (биоциды, ингибиторы коррозии, флуоресцирующие красители и др.), некоторые из которых обладают токсическими свойствами, и потому при сбросе в морскую среду могут представлять опасность для местной биоты.

Дноуглубительные работы. Работы по обустройству месторождений обычно сопровождаются операциями по углублению морского дна. Изымаемый при этом грунт необходимо переместить и сбросить в заранее выбранном районе дампинга. Как отмечено выше, такого рода схемы применяются при подготовке подводных котлованов для установки стационарных платформ гравитационного типа. Они необходимы также при строительстве и обустройстве объектов береговой инфраструктуры — нефтяных портов, терминалов, выносных причалов и эстакад.

Одним из примеров масштабных дноуглубительных операций могут служить выполненные в 2003–2007 гг. грунтовые работы при строительстве причала для отгрузки на танкеры-газовозы сжиженного природного газа (СПГ), производимого заводом СПГ на берегу зал. Анива по проекту «Сахалин 2» [Проект «Сахалин 2», 2005]. Суммарный объем выемки уплотненного грунта составил более 1,7 млн т на площадке около 1 млн м². Изъятый земснарядами грунт загружался на баржи, вывозился за пределы территориальных вод и сбрасывался на глубине около 60 м. Основная часть скального и галечно-гравийного грунта при сбросе в море в течение нескольких минут компактно оседала на дно, а мелкие (пелитовые) фракции в виде шлейфа взвеси со средними концентрациями до 20 мг/л быстро (в течение нескольких часов) разбавлялись в водных массах до фоновых уровней (от 5 до 10 мг/л). В зоне дампинга на площади около 150 тыс. м², где на выровненном илисто-песчаном дне после сбросов остались возвышения твердого грунтового материала высотой до 2–2,5 м, весьма вероятен рифовый эффект, т. е. формирование через несколько лет нового биоценоза донных организмов.

Аналогичные работы были выполнены летом 2004 г. по проекту «Сахалин 1» при обустройстве нефтяного терминала Де-Кастри в зал. Чихачева (Татарский пролив), где была углублена гавань для приема крупнотоннажных танкеров [Проект «Сахалин 1», 2005]. Изъятый земснарядами грунт в объеме около 0,5 млн м³ сбрасывался на расстоянии нескольких километров от места работ. Здесь же выполнялись работы по выемке и сбросу грунта при прокладке морского нефтепровода длиной 6,5 км от терминала в Де-Кастри до выносного одноточечного причала.

Очевидно, что описанные выше физические воздействия и нарушения на морском дне приводят к ухудшению условий обитания и гибели бентосных и демерсальных (обитающих в придонном слое воды) видов. Анализ и оценка этих процессов по опубликованным материалам даны в т. 2 (гл. 2). Забегая вперед, отметим, что, судя по результатам прямых наблюдений [Birklund, Wijsman, 2005], восстановление рельефа морского дна после дноуглубительных и других грунтовых работ

происходит за время от нескольких месяцев до нескольких лет (иногда — более 10 лет) в зависимости от типа нарушенных грунтов и гидрологии придонных вод.

2.4. БУРОВЫЕ РАБОТЫ

Ежегодные объемы буровых работ на шельфе морей и океанов оцениваются в 3500–4000 скважин, из них примерно 500–600 относится к разведочным, а остальные — к эксплуатационным [Вяхирев и др., 1999]. Напомним, что общее количество пробуренных в Мировом океане глубоких скважин (до горизонтов 4–5 км) к концу прошлого века превышало 150 тысяч. Поисково-разведочные работы ведутся сейчас на шельфе почти всех из 120 морских стран и на всех широтах, кроме Антарктики.

В экологическом плане основные угрозы при бурении скважин в штатном (безаварийном) режиме связаны с удалением в море отходов буровых работ, к которым относятся *отработанные буровые растворы* и *буровые шламы*. Объемы их сбросов в морскую среду в некоторых регионах весьма значительны и могут измеряться десятками и сотнями тысяч тонн в год, как это происходило, например, в Северном море и Мексиканском заливе [Patin, 1999; Wills, 2000; DTI, 2003].

К числу практикуемых сейчас мер для снижения экологической опасности буровых отходов следует отнести:

- использование новейших технологий проходки скважин с минимальным количеством отходов;
- применение нетоксичных буровых растворов и их компонентов;
- транспортировку отходов на берег для последующей регенерации, утилизации или захоронения;
- обратную закачку отходов под высоким давлением в подземные пласты горных пород.

Наиболее привлекателен, конечно, принятый в некоторых странах (в т. ч. в России) «нулевой сброс», т. е. полный отказ от сброса в море буровых отходов. К сожалению, при всей радикальности этой меры она не снимает полностью остроту экологических проблем. Во-первых, всегда остается вероятность аварийных ситуаций и неконтролируемых выбросов из скважины как нефтегазовых углеводородов, так и буровых растворов. Во-вторых, «нулевой сброс» часто означает лишь перенос проблемы загрязнения с морской акватории на берег, куда жидкие и твердые буровые отходы должны быть безопасно доставлены и соответствующим образом захоронены либо нейтрализованы, утилизированы и т. д. Что касается обратной закачки отходов в скважину, то это не всегда возможно по техническим и геологическим причинам, а также из-за возможного в некоторых случаях загрязнения подземных и грунтовых вод. Именно поэтому во многих странах и на уровне международных конвенций допускается удаление некоторых буровых отходов в морскую среду при соблюдении ряда жестких условий и ограничений [Руководство по ОСЗТ, 2007; Arctic Council, 2009; OSPAR, 2009; IAOGP, 2012]. Более подробно эти вопросы рассмотрены в т. 2 (гл.6).

2.4.1. Традиционные и новые технологии

Буровые работы обычно начинаются после геолого-геофизических изысканий в тех районах, где сейсмические съемки указывают на присутствие нефтегазоносных структур. Эти работы выполняют либо с борта специальных буровых судов, либо со стационарных платформ и плавучих (в т. ч. полупогружных) буровых установок (см. гл. 1). При достижении заданных горизонтов разведочного бурения отбираются образцы колонок (керны) горных пород, измеряются необходимые геофизические параметры и дается предварительная оценка производительности (дебита) скважины. В зависимости от этих показателей скважина либо консервируется для последующего использования, либо ликвидируется. В первом случае обследованная скважина стабилизируется, а ее подводно-устьевое окончание фиксируется и оконтуривается с помощью специальной устьевой арматуры. Во втором случае скважина тампонируется цементом и ее устье выравнивается на уровне или ниже поверхности морского дна.

Бурение скважин в верхних слоях морских отложений (примерно до 100 м) обычно ведется по открытому циклу (рис. 2.12), т. е. без создания замкнутой системы циркуляции и без закачки сложных буровых жидкостей. Вместо них в таких случаях (бурение под направление) используют морскую воду с добавками специальных глинистых суспензий. При проходке более глубоких горизонтов применяют трубные секции и буровые инструменты роторного типа с постепенно уменьшающимся диаметром. При этом стенки каждой пройденной секции цементируются для придания жесткости и герметичности всей системы. По мере прохождения бура по буровому стволу туда непрерывно подается раствор, который затем поднимается вместе с выбуренной породой по межтрубному пространству наверх, отделяется от твердой фазы (буровой шлам) и снова включается в систему рециркуляции. Типичная технологическая схема такого рода показана на рис. 2.13, а на рис. 2.14 отражена схема забора

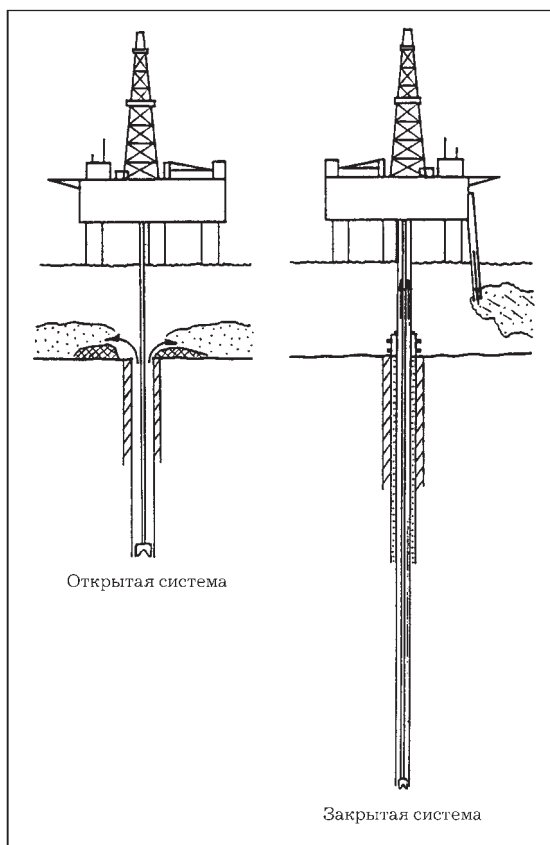


Рис. 2.12. Схема выполнения буровых работ по открытому циклу и в замкнутой системе циркуляции промывочной жидкости

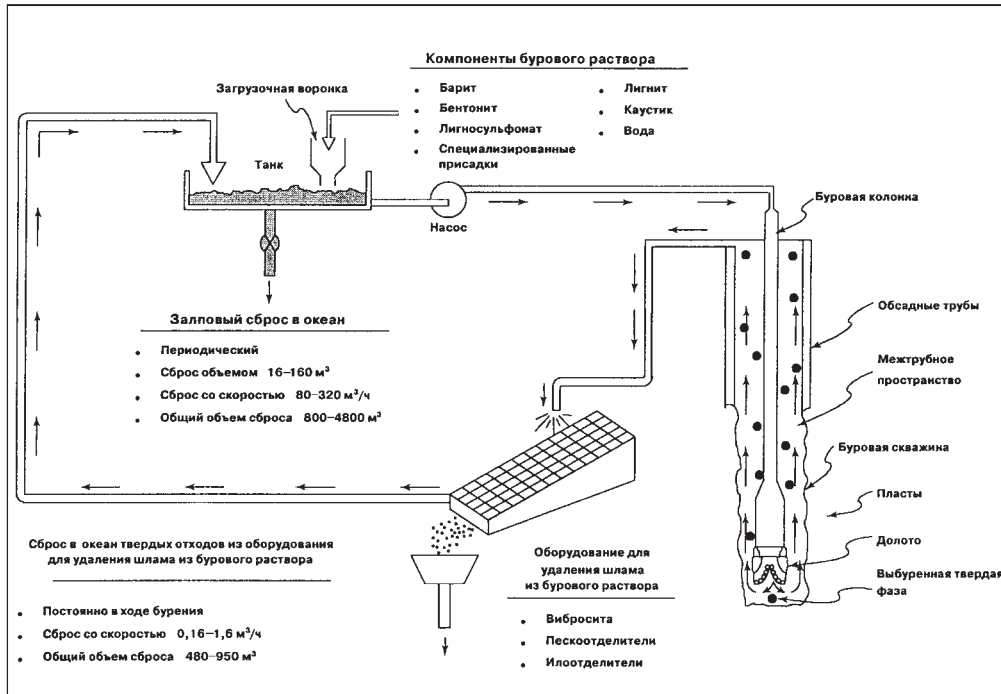


Рис. 2.13. Схема циркуляции промывочной буровой жидкости и объемы сбросов при бурении разведочных скважин на северо-восточном шельфе Сахалина [Проект «Сахалин 1», 1998]

воды и удаления отработанного бурового раствора и шлама при работе самоподъемной буровой установки.

В последние годы в практике морских буровых работ все чаще применяют новые, более эффективные с экологической точки зрения методы. К их числу относится разработанная в Норвегии техника разведочного бурения без проходки обычных скважин [BEG, 2009]. Суть метода состоит в том, что буровой агрегат, внедряясь в горную породу, не формирует ствол скважины, а напротив, подобно кроту, разрушает и закапывает ее за собой. В процессе движения агрегата датчики фиксируют необходимые геологические и промысловые параметры, которые по кабелю передаются в центр управления. При этом гарантируется не только высокая экономичность работы (на порядок выше по сравнению с традиционными методами), но и отсутствие каких-либо буровых отходов. По мнению специалистов, в данном случае речь идет о новой странице в поиске и разведке углеводородов [Золотухин, 2007].

Другим примером такого рода может служить технология колтубинга (coil tubing), которая основана на применении гибкой непрерывной трубы, намотанной на барабан и спускаемой в скважину для выполнения самых разных технологических и буровых операций. Замена традиционных жестких труб (свинчиваемых или насосно-компрессорных) на гибкие трубы позволяет решить ряд

важных с экологической точки зрения задач. Из анализа известной информации [Патин, 2003] следует, что при бурении скважин по методу колтюбинга:

- объемы буровых растворов существенно сокращаются (за счет многократной рециркуляции в трубах меньшего диаметра), а их потери практически равны нулю;
- благодаря замкнутости циркуляции достигается полная утилизация всех жидких и газообразных углеводородов и технологических смесей, сопровождающих бурение;
- основным видом отходов является буровой шлам, объемы которого заметно снижаются и обычно не превышают 20 % от общего количества отходов при бурении традиционным роторным способом;
- исключаются наиболее опасные операции разрыва циркуляции, разъема буровой колонны и глушения скважин, что резко снижает риск аварийных утечек и выбросов.

К этому надо добавить еще одно достоинство этой технологии, связанное с возможностью бурения многоствольных скважин и проводки горизонтальных стволов, что особенно важно при работе в морских условиях. Как полагают специалисты [ИСТА, 2010], уже сейчас каждая десятая скважина может иметь многоствольное заканчивание, а в недалеком будущем около половины новых промысловых скважин с подводным устьевым оборудованием будут многоствольными. Отметим также, что колтюбинговое оборудование отличается мобильностью и компактностью, что особенно ценно при его монтаже на морских платформах. Кроме того, эксплуатация таких установок сопряжена с меньшими энергетическими затратами, сокращением атмосферного загрязнения и шумовых воздействий. Все это делает технику и технологию колтюбинга особенно перспективными для работ в экологически чувствительных районах шельфа.

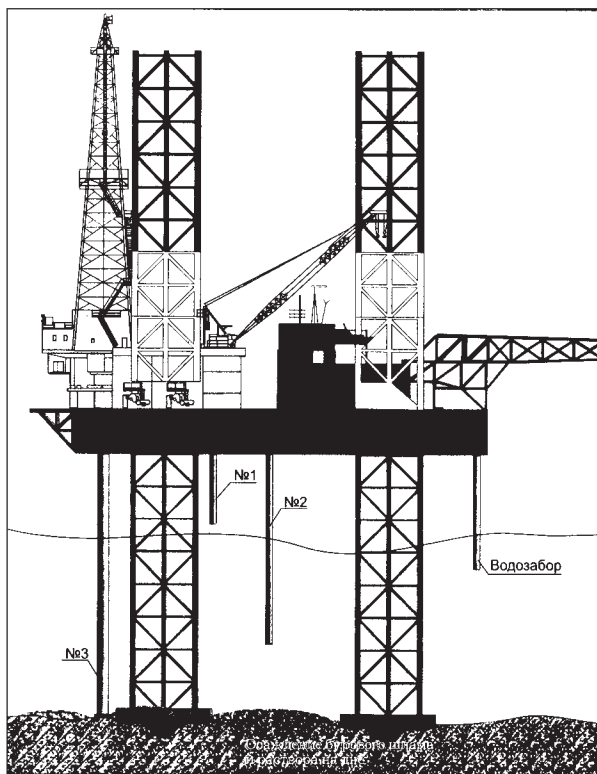


Рис. 2.14. Расположение водовыпусков на самоподъемной буровой установке [Кочергин и др., 2000]: №1 — выпуск на поверхность моря; №2 — выпуск в толщу воды; №3 — вынос бурового раствора и шлама из ствола скважины на первых интервалах бурения

2.4.2. Буровые растворы

Технологическое назначение буровых растворов сводится к обеспечению смазки и охлаждения работающего бурового инструмента, выноса на поверхность и сепарации выбуренной горной породы, контроля и регулирования гидростатического давления в скважине. Кроме того буровые растворы позволяют снизить риск аварийных выбросов из скважины в случае повышения давления в пласте.

Химический состав. С физико-химической точки зрения буровые растворы представляют собой полидисперсную коллоидальную или эмульсионную смесь, состоящую в основном из воды (до 80–90 %) или нефтяных углеводородов (до 60–70 %), суспензии глинистых минералов (до 10–20 %), неорганических солей и микродобавок органических веществ. Каждый из этих компонентов, как показано в табл. 2.3, выполняет ту или иную технологическую функцию.

Таблица 2.3

Основные группы и характерные компоненты буровых растворов и их технологическое назначение

Основные группы веществ	Технологическое назначение	Примеры компонентов
Смазочные продукты	Антифрикционное действие и отвод тепла из зоны бурения	Бentonитовая глина, нефтепродукты, минеральные масла, продукты синтеза (эферы полиолефины и др.)
Утяжелители	Контроль и регулирование гидростатического давления в скважине	Минералы: барит ($BaSO_4$), кальцит ($CaCO_3$), сидерит
Загустители	Повышение способности буровой жидкости выносить твердую фазу из ствола скважины	Бentonитовая глина, полимеры (ксантановые смолы, частично гидролизированный полиакриламид, крахмал)
Вещества, контролирующие водоотдачу	Снижение притока буровой жидкости в пласт	Бentonитовая глина, целлюлозные полимеры, скорлупа грецких орехов, слюда
Разбавители (дефлокулянты)	Регулирование вязкости и дисперсности буровых растворов	Лигнит, танины (из коры деревьев), акриловые полимеры
Электролиты	Контроль pH и щелочности в процессе буровых работ	Каустическая сода ($NaOH$), кальцинированная сода (Na_2CO_3), бикарбонат натрия ($NaHCO_3$)

Универсальные стандартные рецепты буровых растворов фактически отсутствуют, поскольку их применение зависит от конкретных технологических ситуаций и условий в скважине. Более того — они могут радикально меняться в процессе каждого отдельного бурения по мере нарастания глубины или изменения наклона скважины, а также при прохождении разных по структуре и твердости горных пород.

До настоящего времени в практике буровых работ наибольшее распространение получили три основных типа буровых композиций, в которых в качестве основы используются соответственно нефтепродукты, вода или продукты химического синтеза.

Буровые растворы на нефтяной основе (БРНО). В качестве базовых компонентов таких растворов обычно применяют нефтепродукты (дизельное топливо, масла, парафины и др.), что предопределяет их вредные свойства и экологическую опасность при попадании в морскую среду. Наборы компонентов, их концентрации и соотношения могут существенно меняться в зависимости от характера и условий буровых работ. В большинстве случаев речь идет о водоземulsionных системах с соотношением воды и нефтепродуктов в пределах от 1:1 до 0:1 [Davies, Kingston, 1992; GESAMP, 1993]. Главное технологическое достоинство БРНО заключается в их высоких антифрикционных свойствах, что облегчает проходку наклонных и горизонтальных буровых стволов в твердых горных породах. Как правило, эти растворы подвергаются регенерации для повторного использования, и потому их применение сопряжено с относительно небольшим количеством буровых отходов. Однако в случае их сброса в море все эти преимущества не компенсируют те негативные экологические последствия, которые возникают за счет присутствия в отходах нефтяных углеводородов. Именно это обстоятельство послужило причиной принятого во многих странах запрета на удаление в море отходов буровых работ при использовании БРНО (т. 2, гл. 6).

Буровые растворы на водной основе (БРВО). Буровые растворы этого типа являются в настоящее время наиболее предпочтительными в экологическом плане в силу их относительно низкой токсичности. Их широко используют сейчас при выполнении буровых работ на морском шельфе. БРВО готовятся на морской или пресной воде (до 90 %) и представляют собой густую коллоидальную суспензию специальной глины обычно монтмориллонитового типа (например, бентонит) с добавками барита (до 20 %), каустической соды и других солей и реагентов. Ассортимент современных химических средств, используемых для приготовления БРВО, насчитывает сотни наименований, однако в практике буровых работ обычно используют не более 10–20 веществ и препаратов. Например, в США наибольшее распространение получили четыре ингредиента — барит, бентонит, лигнит и лигносульфонат, которые присутствуют в 90 % всех известных буровых рецептур [Smith et al., 1999]. Типичные компоненты БРВО и их концентрация приведены в табл. 2.4. Как можно видеть, по мере перехода от верхних к нижним горизонтам бурения состав буровых жидкостей усложняется.

Буровые растворы на синтетической основе (БРСО). В 1990-е гг. появилось новое поколение буровых растворов, основу которых составляют продукты химического синтеза: синтетические углеводороды (полиолефины и их изомеры), эфиры и другие искусственные органические вещества [Burke, Veil, 1995; Daniels, 1998; Neff et al., 2000]. БРСО обладают достоинствами БРНО, поскольку они позволяют вести наклонные и горизонтальные бурения, проходить стволы в твердых горных породах и поддерживать сохранность стенок скважины. При этом сами БРСО многократно регенерируются, а количество твердых отходов существенно снижается. Кроме того БРСО отличаются низкой токсичностью и более быстрым распадом в морской среде по сравнению с БРНО. Содержание в них токсичных ПАУ обычно не превышает 0,001 %, тогда как в БРНО эти углеводороды присутствуют в количествах от 1 до 4 % [IAOGP, 2003].

Таблица 2.4
**Пример рецептуры буровых растворов
 для бурения разведочных скважин на разных
 глубинах [Проект «Сахалин 1», 1998]**

Компонент	Концентрация, г/л	Содержание, %
ПРИПОВЕРХНОСТНАЯ ЗОНА СКВАЖИНЫ (ГЛУБИНЫ 0–130 м)		
Вода	966	92,2
Бентонит	57,1	5,5
Морская соль	22,4	2,1
Каустическая сода	1,43	0,1
Известь	1,43	<0,1
Кальцинированная сода	0,71	<0,1
Нижняя зона скважины (глубины 2600–3750 м)		
Барит	952	53,0
Вода	722	40,2
Хлорид натрия	67,2	3,7
Морская соль	21,4	1,2
Бентонит	20,0	1,1
Полипак-UL	5,71	0,3
Кальцинированная сода	0,71	<0,1
Каустическая сода	0,71	<0,1
Полимер XCD	0,71	<0,1
Desco-CF	0,71	<0,1
Бикарбонат натрия	0,57	<0,1

Объемы и режимы удаления. Объемы отработанных буровых растворов (после отделения от них шламов) существенно меняются в зависимости от режима бурения и глубины скважины. Чаще всего при бурении скважин глубиной до 4000–5000 м общее количество жидких буровых отходов составляет около 1000 т на каждую скважину при разведочном бурении и на 25 % меньше при бурении промысловых скважин [GESAMP, 1993; Swan et al., 1994]. По другим источникам [Smith et al., 1997], эти количества могут достигать 3000–4000 т.

В настоящее время во многих странах удаление в море отработанных БРНО запрещено, тогда как сброс БРВО и некоторых БРСО в определенных ситуациях допускается при выполнении ряда требований и ограничений. Такой сброс обычно производится периодически по мере расходования и обновления промысловой жидкости. При полной замене бурового раствора (обычно 3–4 раза за период бурения глубоких скважин) или после завершения бурового цикла

Таблица 2.5
**Типичные диапазоны концентраций
 основных компонентов БРСО
 [Neff et al., 2000]**

Ингредиент	Концентрация, мг/л
Эмульгатор	25,7–39,9
Реологические регуляторы	2,9–5,7
Загустители	2,9–22,8
Кальцинированная сода	17,1–25,7
Органофильная глина	15,0–21,0
Утяжелители	0–2,9

Об основных ингредиентах химического состава БРСО можно судить по данным в табл. 2.5.

Наибольшее распространение БРСО получили в США и Канаде, где приняты регламенты, позволяющие удалять в морскую среду сопутствующие этим растворам буровые шламы [Neff et al., 2000]. В конце 1990-х гг. появились сведения об использовании БРСО при буровых работах в Северном море [Friedheim, Conn, 1996; OSPAR, 2000] и Мексиканском заливе [Candler et al., 1997], где с их помощью были пробурены несколько сотен скважин.

разовые сбросы могут достигать 100–200 т. При бурении скважин с крупных промышленных платформ объемы сбросов возрастают пропорционально количеству скважин и могут превышать 50 тыс. т за все время работы платформы [GESAMP, 1993]. В 1999 г. на шельфе Великобритании при буровых и промысловых работах на 260 скважинах было сброшено 160 тыс. т химикатов в составе отработанных БРВО, из них 54 тыс. т приходилось на барит [OSPAR, 2001]. На глобальном уровне сброс неводных буровых растворов (в основном БРСО) составляет сейчас более 20 тыс. т/год [IAOGR, 2013].

Характерные примеры и показатели удаления отходов при бурении разведочных скважин приведены в табл. 2.6. Из сводных данных на рис. 2.15 можно видеть, как нарастают суммарные объемы сбрасываемых буровых растворов по мере углубления ствола скважин.

Поведение в морской среде. Дрейфующие по течению шлейфы взвеси после сброса буровых растворов — типичная картина, которую часто можно видеть в районах, где такой сброс разрешен (рис. 2.16 и 2.17). Многочисленные полевые наблюдения и исследования, выполненные за последние 50 лет в самых разных регионах (от Австралии до Аляски), дают достаточно полное и объективное представление о поведении удаляемых в море буровых растворов. В кратком изложении материалы этих исследований позволяют сделать следующие выводы, относящиеся в основном к сбросу БРВО и БРСО.

- При сбросе в открытом море происходит быстрое (в течение секунд и минут) разбавление буровых растворов с кратностью до 10^4 – 10^5 раз на расстояниях в пределах 100–200 м от точки сброса. Особенно быстро и интенсивно происходит фракционирование твердой взвешенной фазы, которая составляет до 20 % от общего объема сброса. Наиболее крупные частицы оседают на расстояниях нескольких метров от точки сброса, а тонкодисперсная взвесь образует дрейфующий по течению и постепенно исчезающий шлейф замутненной воды.

Таблица 2.6
Характеристики объемов и режимов сброса буровых отходов при бурении разведочных скважин на шельфе Сахалина [Проект «Сахалин 1», 1998]

Характеристика сброса	Скважина, год			
	Даги-5 1996	Даги-6 1997	Даги-7 1997	Даги-8 1997
Буровой раствор				
Суммарный сброс, м ³	1090	909	464	542
Диапазон сбросов, м ³	1–145	1–229	1–143	1–159
Общее число сбросов	20	33	19	33
Число сбросов с объемами >100 м ³	5	3	1	1
Продолжительность сброса, ч	<1	<1	<1	<1
Буровой шлам				
Суммарный сброс, м ³	257	215	189	212
Диапазон сбросов, м ³	0,2–73	1–42	1–48	1–42
Общее число сбросов	19	20	13	17
Число сбросов с объемами >100 м ³	0	0	0	0
Режим сброса	Непрерывно или периодически в процессе бурения			

Примечание. С 2000 г. удаление буровых и других отходов при работах на морских платформах в России запрещено («нулевой сброс»).

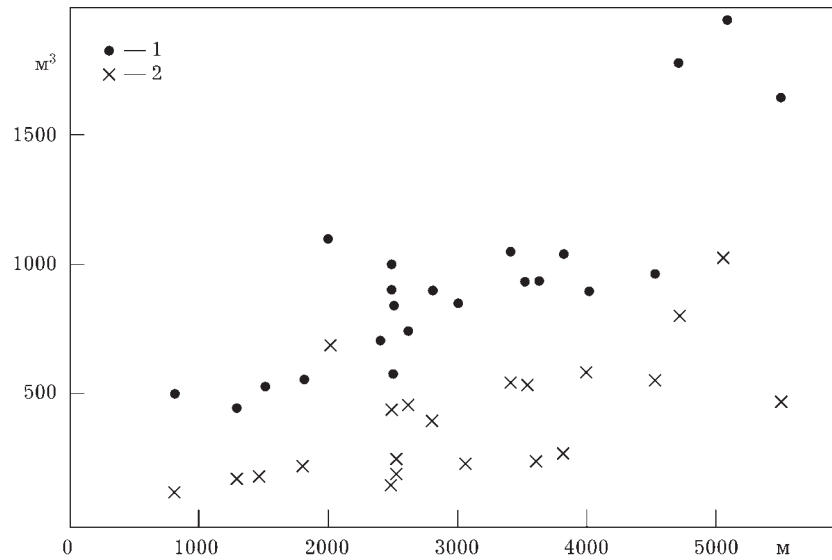


Рис. 2.15. Объемы сбрасываемых в море буровых растворов (1) и шламов (2) в зависимости от глубины бурения скважин (составлено по данным: [Swan et al., 1994; Проект «Сахалин 1», 1998; Смит и др., 1999])



Рис. 2.16. Картина распространения в море твердой фазы после сброса бурового раствора при разведочном бурении

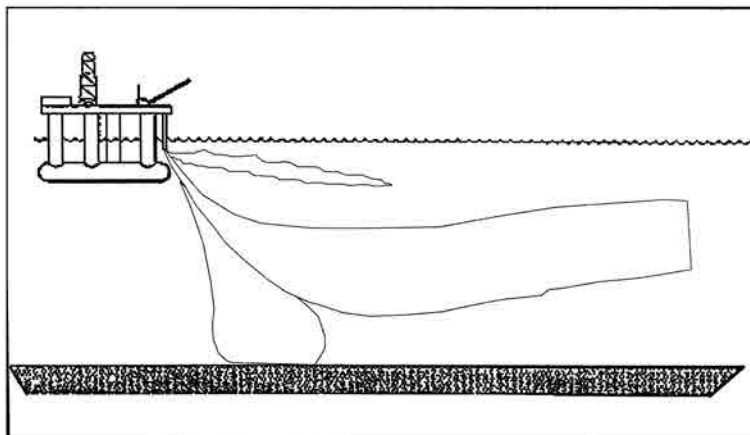


Рис. 2.17. Схема распространения шлейфов взвеси при сбросах в море отработанных буровых растворов

- Прямые наблюдения и расчеты показывают, что основные показатели состава морской среды во время сброса остаются неизменными, за исключением временного повышения концентрации взвеси и в отдельных случаях — содержания бария и углеводородов нефти.
- В первом приближении есть основания считать, что экологические последствия от таких сбросов в водной толще аналогичны тем эффектам, которые возникают при природных или антропогенных повышениях мутности морской воды (ветровое и штормовое взмучивание в прибрежной зоне, выносы речной взвеси, дноуглубительные работы, дампинг грунтов и др.).
- Осевшая на дно твердая фаза буровых растворов постепенно разносится течениями на расстояния до нескольких километров от места сброса. Этот факт подтвержден результатами многих наблюдений, в т. ч. данными о структуре донных осадков [Muschenheim, Milligan, 1996] и о содержании в них нефти и бария [Daan, Mulder, 1996].

Полученные в 1990-е гг. результаты исследований на шельфе Сахалина подтвердили быстрое разбавление в море отработанных БРВО и отсутствие долговременных экологических последствий от таких сбросов на этапе разведочного бурения одиночных скважин [Патин, 2000; Wills, 2000]. Один из примеров распределения взвешенных частиц буровых растворов в зависимости от времени и расстояния от точки сброса показан на рис. 2.18.

2.4.3. Буровые шламы

Характерными отходами при всех видах буровых работ являются буровые шламы, которые представляют собой измельченную горную породу, выбуренную в процессе прохождения ствола скважины и вынесенную на поверхность с циркулирующей промывочной жидкостью.

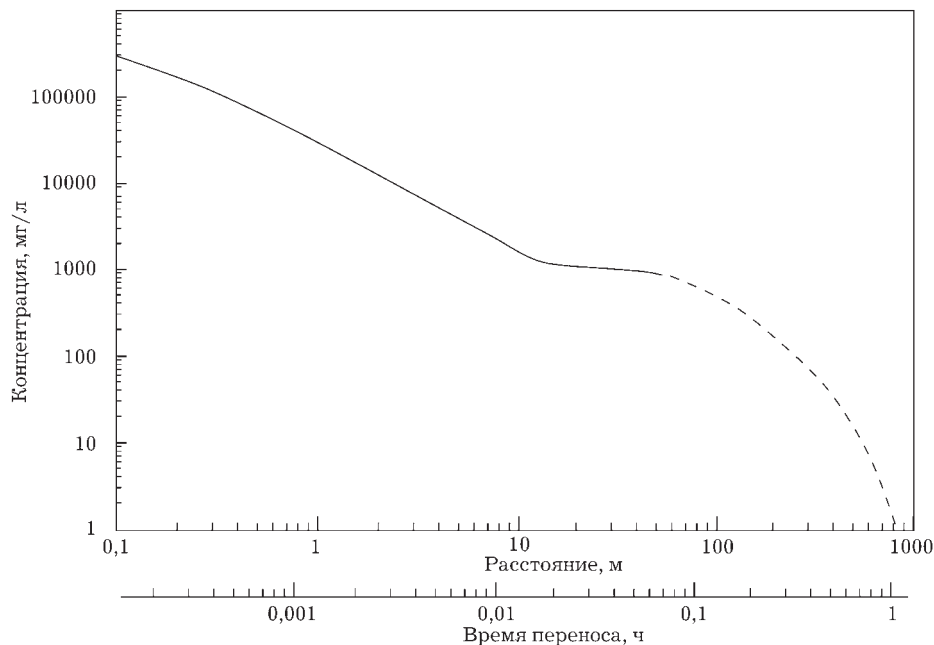


Рис. 2.18. Изменение концентрации взвешенной фазы буровых растворов в зависимости от времени и расстояния от точки сброса по результатам моделирования при разовом сбросе $160 \text{ м}^3/\text{ч}$ [Ayers, 1994]

Химический состав. Гранулометрический, минералогический и химический состав шлама может сильно меняться в зависимости от типа горных пород, через которые проходит скважина, от режима бурения, рецептуры бурового раствора, а также технологии и оборудования для отделения шлама и его очистки. Различные системы для сепарации твердой фазы из буровых растворов (вибрационные сита, гидроциклоны, центрифуги и др.) обычно позволяют отделять частицы взвеси размером более 10–70 мкм. По сравнению с твердой фазой самих буровых растворов в шламах, как правило, присутствуют более грубые и более крупные частицы минералов и горных пород с размерами иногда до нескольких сантиметров.

С экологических позиций, помимо дисперсности шлама, решающую роль играют такие показатели, как содержание в нем нефтяных углеводородов, токсичных компонентов буровых растворов и тяжелых металлов. Именно эти показатели являются основой для принятия тех или иных регулирующих мер и стандартов по обращению с буровым шламом — от разрешения сбросов в море до их полного запрета. Все эти показатели могут сильно колебаться даже при бурении одной скважины в зависимости от многих обстоятельств технического и технологического характера.

Присутствие в шламе нефти и нефтепродуктов неизбежно при буровых работах с использованием БРНО. Концентрация нефтяных углеводородов в таких шламах даже после их промывки может достигать 100 г/кг. Шламы, выделенные

из БРВО и БРСО, как правило, не содержат нефти либо она присутствует в следовых количествах. В то же время в таких шламах всегда содержатся остатки компонентов буровых растворов (в количествах от 5 до 15 %), которые сорбируются или налипают на частицах шлама даже после их сепарации и промывки.

Повышенное (по сравнению с локальным природным фоном) содержание в твердых буровых отходах тяжелых металлов может возникать из-за различия микроэлементного состава выбуренной горной породы и донных отложений в данном месте, а также в результате введения в буровые рецептуры барита с примесями металлов и некоторых лигносульфонатов, содержащих железо и хром. Практически все известные в данной области исследования показывают, что следовые металлы в шламах находятся в нерастворимой форме (обычно в структуре кристаллической решетки минералов) и их содержание (за исключением бария) колеблется в пределах природной изменчивости геохимического фона микроэлементов в донных осадках. Вместе с тем, известны данные о присутствии подвижных форм некоторых металлов в шламах из скважин, пробуренных на суше [Михайлова и др., 2000].

Объемы и режимы удаления. В зависимости от глубины скважины, диаметра ствола, характера проходимой горной породы, типа бурового оборудования и состава промывочной жидкости количество шлама может меняться в широких пределах — обычно от 500 до 1000 т на каждую скважину. В то же время имеются свидетельства о более высоких объемах выработанной горной породы при бурении скважин в Северном море [Wills, 2000]. При расчетах обычно исходят из того, что объем бурового шлама примерно на 20 % больше объема ствола скважины [Балаба, 2004].

Принятые во многих странах экологические правила запрещают сброс в море шламов, загрязненных БРНО, в любых ситуациях и допускают при определенных условиях такой сброс для шламов, выделенных из БРВО и БРСО. При этом должен соблюдаться ряд требований к составу шламов и районам их сброса. В частности, содержание остатков бурового раствора в сбрасываемом материале не должно превышать 1 % [OSPAR, 2010]. На региональном уровне поступление буровых отходов (в т. ч. шламов) в морскую среду может исчисляться десятками и сотнями тысяч тонн в год, как это было, например, в последние десятилетия XX в. в Северном море и Мексиканском заливе [Patin, 1999].

Из сводных данных на рис. 2.15 можно видеть, что количество бурового шлама, извлекаемого из каждой скважины, обычно в 2–3 раза меньше по сравнению с объемами сброса буровых растворов. По мере углубления скважины, уменьшения диаметра ствола и снижения скорости бурения объемы выносимого на поверхность шлама также снижаются. В отличие от отработанного бурового раствора, который заменяют и удаляют периодически, шлам постоянно поступает из скважины в процессе бурения. После промывки и очистки он либо накапливается и затем вывозится на берег, либо удаляется в море при соблюдении ряда правил и условий [Wills, 2000; OSPAR, 2010]. В качестве альтернативных вариантов иногда практикуют:

- обратную закачку шлама с промывочной жидкостью в отработанные скважины и в пласты горных пород;

- обезвоживание (например, с помощью сульфата алюминия) или иные способы обработки (например, спекание) с последующим складированием и транспортировкой на берег.

Такого рода варианты обычно рассматриваются применительно к нефтесодержащим шламам (при концентрации нефти более 10 г/кг шлама) и/или при выполнении буровых работ в особо уязвимых морских районах (см. подробнее в т. 2, гл. 6).

Поведение в морской среде. Сказанное выше в отношении твердой фазы буровых растворов в равной мере относится и к поведению сбрасываемых в море шламов. Многочисленные прямые наблюдения и модельные расчеты [Ayers, 1994; Swan et al., 1994; Smith et al., 1997; Патин, 1997; Кочергин и др., 2000; Neff et al., 2000; IAOGP, 2003; DTI, 2003] показывают, что с первых секунд контакта сброшенного в море шлама с морской водой в месте сброса формируется зона высокого содержания взвеси, которая чаще всего разделяется на два шлейфа — придонный и поверхностный. Придонный шлейф, аккумулирующий основную массу твердой фазы сброшенных отходов, распространяется с течениями вдоль морского ложа в виде мутного потока, из которого около 90 % всей взвеси оседает в пределах 50–100 м от точки сброса [McFarlen, Nguyen, 1991; Wills, 2000]. Зона аккумуляции шлама на дне обычно имеет эллипсообразную форму, вытянутую по направлению течения. В случае присутствия в сбросах нефти и нефтепродуктов они также локализуются в этой же зоне. По разным данным и в разных ситуациях, концентрация взвешенных веществ снижается в 500–5000 раз уже на расстоянии 3–5 м от точки сброса, а на удалении в 100 м степень разбавления обычно составляет 10^4 – 10^5 . Верхний шлейф, состоящий из тонкодисперсной (пелитовой) взвеси и содержащий в среднем около 5 % твердой фазы сброса, дрейфует вдоль течения и постепенно разбавляется в толще воды, исчезая как объект визуального наблюдения на расстояниях до одного (иногда до нескольких) километра.

Как и в случае буровых растворов, состоящих на 15–20 % из твердой фазы взвешенных частиц, сброс в море шламов обычно вызывает следующие основные негативные эффекты и последствия:

- повышение мутности воды и нарушения жизнедеятельности планктонных и бентосных организмов-фильтраторов;
- физическое воздействие на донные организмы и изменение условий их существования;
- перестройки видовой структуры донных сообществ при длительных сбросах.

Обычно эти эффекты локализованы в непосредственной близости от места сброса — в пределах до 100–200 м при бурении одиночных разведочных скважин и до нескольких километров при длительных буровых работах на промысловых платформах. В некоторых регионах в результате многолетних сбросов буровых отходов на морском дне образуются обширные залежи загрязненных нефтью буровых шламов. Например, в Северном море площадь таких отложений (cuttings piles) составляет около 3500 км², а общая масса достигает 1,5 млн т [OSPAR, 2009]. Более подробно экологические эффекты и последствия в таких ситуациях рассмотрены в т. 2 (гл. 2).

2.5. ПРОМЫСЛОВЫЕ РАБОТЫ

Основной и наиболее длительный этап непосредственной эксплуатации месторождения начинается с момента ввода в строй главных объектов и систем обустройства промысла — платформ, трубопроводов, береговых терминалов и пр. Их количество, тип, набор и другие показатели зависят от характеристик месторождения и прежде всего от запасов и состава извлекаемых углеводородов. Платформы для добычи газа в их простейшем варианте обычно включают в себя окончания скважин, сепарационные системы для отделения воды и конденсата от газа и компрессорные установки для перекачки газа по трубопроводам. Платформы, предназначенные для извлечения нефти и газа, отличаются более сложным технологическим оборудованием для сепарации и первичной обработки нефтегазовых смесей. Кроме того, часто возникает необходимость в устройствах для подготовки и закачки в нагнетательные скважины газа и морской воды с целью поддержания давления в продукционных пластах, повышения интенсивности извлечения нефти и обеспечения максимального выхода углеводородов из нефтегазоносных горизонтов.

Количество скважин, пробуриваемых с каждой промысловой платформой, обычно не превышает нескольких десятков, но иногда может достигать 50–100 при работах на наиболее крупных платформах. Техника и технология бурения промысловых и нагнетательных скважин с платформ не отличаются существенно от таких же работ при бурении разведочных скважин, хотя количество отходов при проходке промысловых скважин обычно снижается на 20–25 % [GESAMP, 1993; Swan et al., 1994]. Кроме того, для максимального извлечения продукции при работах на платформах широко применяют направленные наклонные (иногда горизонтальные) бурения с отходами от вертикали на расстояния более 5 км.

2.5.1. Пластовые воды

В дополнение к буровым растворам и шламам в период эксплуатации месторождений обычно появляется еще один весьма специфический вид отходов — пластовые воды. Речь идет о водных массах, практически всегда присутствующих в нефтегазоносных геологических структурах и сопутствующих продукции скважин. В количественном отношении они намного превосходят буровые и все другие виды отходов (особенно на конечных этапах разработки месторождений), а их сброс в море является одним из наиболее масштабных источников химического (в т. ч. числе нефтяного) загрязнения при добыче углеводородов на шельфе. Отметим, что это относится в основном к разработке нефтяных месторождений, поскольку скопления воды в газоносных геологических структурах обычно невелики.

Химический состав. Среди всех типов отходов МНГК пластовые воды отличаются особенно высокой изменчивостью химического состава, который часто невозможно предсказать заранее. Это связано прежде всего с разнообразием геологических структур и геохимических провинций, в пределах которых фор-

мируются эти воды и откуда они извлекаются в процессе добычи нефти и газа. Кроме того, природные пластовые воды, как правило, смешиваются с технологическими водами на разных стадиях добычи, транспортировки и первичной обработки углеводородов, что делает их состав еще более многокомпонентным и изменчивым.

Общей и характерной для всех пластовых вод чертой их химического состава является высокая минерализация, которая часто превышает соленость морской воды и может достигать 300 г/л за счет присутствия растворенных макро-ионов натрия, калия, магния, кальция, хлоридов и сульфатов, причем соотношения этих солей обычно иные, чем в морской воде. Кроме того, в состав пластовых вод обычно входят природные органические соединения (фенолы, низкомолекулярные жирные кислоты, ароматические углеводороды и др.), микроэлементы, взвешенные вещества, растворенные газы. К этому перечню надо добавить нефть, нефтепродукты и многие препараты и реагенты (коагулянты, эмульгаторы, ингибиторы коррозии, растворители и др.), которые закачиваются в скважины на разных этапах добычи и обработки углеводородов. Особенно высоким содержанием растворенных моноциклических ароматических углеводородов (десятки мг/л) отличаются пластовые воды, извлекаемые при разработке газоконденсатных месторождений.

Сводные данные о химическом составе пластовых вод в районах добычи углеводородов в Северном море в 1990-е гг. приведены в табл. 2.7. Из этих данных следует, что концентрации многих компонентов пластовых вод могут меняться в пределах нескольких порядков величин, причем абсолютные значения и размах колебаний для газовых месторождений обычно превышают аналогичные показатели для месторождений нефти.

Среди технологических примесей в составе пластовых вод следует особо выделить метанол, который часто используется с целью снижения гидратации природного газа и образования газогидратов в верхних частях скважин. Объемы закачки и сброса таких реагентов обычно не контролируются. В то же время метанол не только вреден сам по себе, но и повышает растворимость других органических веществ и тем самым усиливает их токсичность.

Перед сбросом пластовые воды подвергаются механической или химической очистке от нефти, взвеси и газообразных примесей. Как правило, современные нефтяные сепараторы отделяют в основном взвешенную (диспергированную) нефть, тогда как растворенные и тонкодисперсные фракции (в т. ч. ароматические углеводороды) в концентрациях до 100 мг/л минуют сепарационные системы и поступают в сброс. В составе полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) обычно преобладают соединения нафталинового ряда. Например, в пластовых водах на шельфе Норвегии и Великобритании нафталины составляют до 95 % от общего содержания ПАУ [Vills, 2000; Veil et al., 2004].

В пластовых водах обнаружены также повышенные концентрации некоторых естественных радионуклидов, относящихся в основном к изотопам радия. Эти изотопы могут отлагаться в виде нерастворимых солей (сульфидов, сульфатов) на стенках труб и в других узлах технологического оборудования, создавая определенную радиационную угрозу для персонала [GESAMP, 1993; IAOGP, 2002].

Таблица 2.7

**Химический состав пластовых вод и объемы сброса отдельных компонентов
в районах добычи углеводородов в Северном море (составлено по сводным данным
[ICES, 1999; IAOGP, 2002])**

Компоненты и показатели	Концентрация в пластовых водах	Сброс в море, т/год
Общая минерализация	3–300 г/л	
Карбоксильные кислоты	30–930 (500)* мг/л	150 000 (при добыче нефти)
Летучие ароматические углеводороды (сумма бензола, толуола, этилбензола и ксилолов)	0,5–14 мг/л (при добыче нефти) 5–629 мг/л (при добыче газа)	2400 (при добыче нефти)
Фенолы	1–23 (5)* мг/л	500
Полициклические ароматические углеводороды (нафталин, фенантрен и др.)	40–1600 (300)* мкг/л	90
Бензол	0,4–5,0 мг/л (при добыче нефти) 0,3–400 мг/л (при добыче газа)	Данные отсутствуют
Толуол	0,01–2 мг/л (при добыче нефти) 4–145 мг/л (при добыче газа)	То же
Этилбензол	0,4–1,5 мг/л	То же
Ксилолы	0,1–7,0 мг/л (при добыче нефти) 0,8–84 мг/л (при добыче газа)	То же
ХПК (химическое потребление кислорода)	100–15800 мг O ₂ /л (среднее 4160 мг O ₂ /л при добыче нефти)	То же
БПК (биохимическое потребление кислорода)	28–6700 (4000)* мг O ₂ /л	То же
Нефть	20–40 (20)* мг/л	6000

*В скобках указано приближенное среднее значение.

Объемы и режимы удаления. Пластовые воды появляются лишь на промысловой стадии эксплуатации месторождений. Объемы их извлечения и сброса меняются в очень широких пределах — от 10 м³/сут для одной скважины до 30 тыс. м³/сут для платформ с большим числом продукционных скважин. Например, три крупные платформы на атлантическом шельфе Канады сбрасывают за сутки 55 тыс. м³ пластовых вод, в которых содержится 1,3 т нефти [Fraser et al., 2006]. Только за один год (в 2007 г.) при добыче углеводородов на шельфе Норвегии было извлечено из скважин и сброшено в море 160 млн м³ пластовых вод, содержащих 1500 т диспергированной нефти [WWF, 2009]. По последним данным [IAOGP, 2013], всего в мире ежегодно сбрасывается в море более 700 млн т пластовой воды.

О соотношении объемов сброса в море и закачки пластовых вод в скважины на региональном уровне (Северное и Норвежское моря) можно судить по графикам на рис. 2.19. Из сводных данных мировой статистики за 2012 г. [IAOGR, 2013] следует, что в среднем при добыче каждой тонны углеводородов (нефть, газ, газоконденсат) сбрасывается 0,5 т пластовых вод и закачивается в скважину 0,9 т.

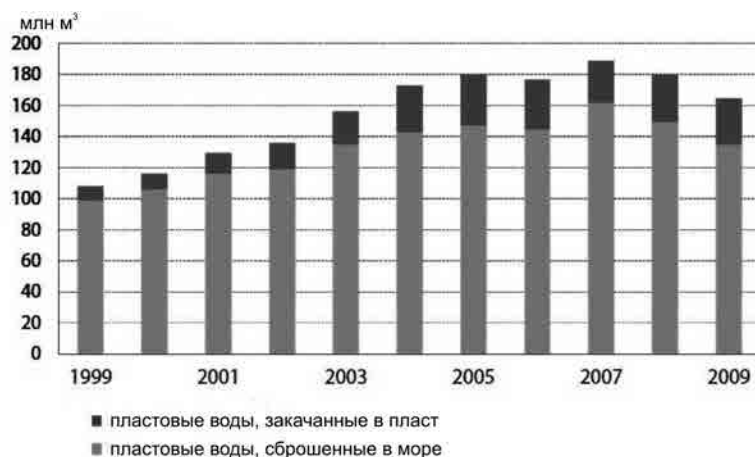


Рис. 2.19. Динамика удаления в море закачки в скважины пластовых вод на шельфе Норвегии [RCN, 2012]

По мере истощения запасов нефти в пластах объемы пластовых вод по отношению к количеству извлекаемых углеводородов значительно нарастают. Если на начальных этапах промысла доля пластовых вод в извлекаемом из скважины продукте обычно не превышает 1 %, то на завершающих стадиях эта доля может достигать 98 % от общих объемов продукции скважин. По сводным данным [Neff, 1998], средние объемы сброса пластовых вод при добыче нефти в отдельных регионах в 1990-х гг. составляли (в 1000 м³/сут):

- Мексиканский залив (шельф США) — 550;
- шельф Калифорнии — 15;
- залив Кука (Аляска) — 22;
- Северное море — 510;
- шельф Австралии — 100;
- Яванское море (западная часть) — 190.

По некоторым глобальным оценкам, количество извлекаемых из недр пластовых вод в несколько раз превышает объемы добываемой нефти [Veil et al., 2004]. Годовые объемы сброса таких вод на региональном уровне могут исчисляться сотнями миллионов тонн. Например, в Мексиканском заливе в 1990-е гг. они достигали 100 млн т/год [MMS, 1995], в Северном море — от 130 млн т в 1989 г. до 340 млн т в 1998 г. [ICES, 1999]. Нарастание объемов сбросов со временем отражает упомянутую выше тенденцию увеличения доли воды в извлекаемой из скважин продукции по мере истощения запасов нефти. При этом значительно

возрастают трудности сепарации нефти из больших объемов пластовой воды и неизбежно увеличиваются потоки нефтяного загрязнения при сбросах в море. В Северном море эти потоки нефти возросли с 1700 т в 1984 г. до 12 тыс. т в 2002 г., причем значительная часть этого прироста была связана с превышением допустимого норматива содержания нефти в пластовых водах (40 мг/л) при их сбросе в море [OSPAR, 2010]. На глобальном уровне поступление в море нефти в составе пластовых вод, сбрасываемых с платформ, оценивается величиной около 40 тыс. т/год [NAS, 2003; GESAMP, 2007]. При этом содержание остаточной нефти в сбросе колеблется в разных странах и регионах пределах от 8 до 40 мг/л. Средний удельный показатель нефтяного загрязнения за счет сброса пластовых вод в море соответствует в настоящее время 10 т нефти в составе пластовых вод при добыче 1 млн углеводородов, включая нефть, газ и газоконденсат [IAOGP, 2013].

Наиболее распространенным до сих пор способом обращения с пластовыми водами является их первичная очистка и последующее удаление в море. В настоящее время за борт морских промысловых платформ сбрасывается более 60 % извлекаемых из недр пластовых вод. Среди альтернативных вариантов в последнее время все чаще применяют обратную закачку вод в подземные пласты. Однако из-за больших объемов пластовой воды, технических сложностей, соображений безопасности, а также из-за особенностей геологической структуры в некоторых районах этот вариант не всегда возможен, особенно на завершающей стадии эксплуатации месторождений. Кроме того, даже в тех случаях, когда принят режим «нулевого сброса», время от времени приходится отступать от него по чисто техническим причинам, и тогда до 5 % общего объема пластовых вод может поступать в море [DTI, 2003].

Работы по совершенствованию техники и технологии очистки пластовых вод от нефти и других вредных компонентов с помощью центрифугирования, мембранной фильтрации, флотации и других методов активно ведутся в ряде стран [Riviere, Garland, 1994; Swan et al., 1994; Pickering, 1999; Wills, 2000; IAOGP, 2002; Weil et al., 2004]. Основные сложности в этой области связаны с очень большой изменчивостью объемов, состава и ряда других параметров пластовых вод.

Поведение в морской среде. Из полевых наблюдений и модельных расчетов следует, что при сбросах в открытом море пластовые воды ведут себя аналогично буровым растворам, т. е. они быстро разбавляются в водных массах за счет адвективного переноса и турбулентного перемешивания. По разным оценкам [Ray, Engelhardt, 1992; Swan et al., 1994; IAOGP, 2002], в зависимости от конкретной гидрологической ситуации степень разбавления пластовых вод составляет сотни раз в непосредственной близости от места сброса и 10^3 – 10^6 раз на расстояниях более 100 м от платформ.

Несмотря на национальные и международные меры ограничения нефтяного загрязнения при сбросе пластовых вод в море, вблизи промысловых платформ иногда можно наблюдать радужные пленки нефти. Их возникновение связывают с присутствием в сбросах диспергированных и растворимых фракций нефти (в основном ароматических углеводородов), которые не удается удержать в системах очистки пластовых вод на платформах [Veil et al., 2004]. Такие ситуации, много-

кратно отмеченные, например, на шельфах Великобритании и Канады, представляют определенную экологическую опасность, особенно для морских птиц [Fraser et al., 2006].

Наиболее четкие и долговременные экологические аномалии при удалении с промысловых платформ пластовых вод фиксируются в донных осадках и биоценозах. Индикаторами таких нарушений обычно являются:

- повышение уровней нефтяного загрязнения и нарушения гранулометрического состава донных осадков;
- резкие градиентные изменения концентрации бария и некоторых тяжелых металлов;
- устойчивые стрессы и изменения видового состава донных сообществ на расстояниях от нескольких сотен метров до нескольких километров от промысловых платформ.

Более подробно экологические последствия удаления пластовых вод в море рассмотрены в т. 2 (гл. 2).

2.5.2. Технологические и другие отходы

Кроме рассмотренных выше наиболее значительных (регулярных и долговременных) источников воздействия на морскую среду в процессе обустройства и эксплуатации нефтегазовых месторождений, могут возникнуть ситуации, сопряженные с необходимостью разовых сбросов других отходов. К их числу относятся, например, сбросы больших количеств морской воды с добавками смесей химических веществ при гидростатических испытаниях трубопроводов, их очистке и других технологических и профилактических операциях. Такие смеси обычно содержат ингибиторы коррозии, гидратообразования и отслаивания, в т. ч. метанол, поглотители кислорода и многие другие вещества и препараты. Суммарные объемы подобных сбросов в виде загрязненной морской воды могут быть весьма значительными — до 300 тыс. м³, как это было, например, в Северном море [GESAMP, 1993], и производятся они, как правило, с платформ. Судя по известной практике на шельфе Великобритании [Davies, Kingston, 1992], подобные сбросы осуществляются таким образом, чтобы разбавление отходов за пределами 500-метровой зоны от точки сброса снижало их концентрацию и токсичность до безопасных уровней.

Аналогичные ситуации могут возникать и при других операциях в процессе нефтегазопромысловой деятельности, например при сбросе балластных вод из емкостей для хранения углеводородов, при испытании и ремонте скважин, смене оборудования и технологий, при профилактических работах по очистке циркуляционных систем, антикоррозионных процедурах, а также при использовании специальных препаратов для повышения продуктивности нефтегазоносных структур. В последнем случае проводят обводнение скважин морской водой с добавкой соответствующих реагентов, которые затем регенерируются либо сбрасываются в море. Чаще всего для этих целей используют природные и синтетические продукты с поверхностно-активными свойствами — лигносульфонаты,

лигниты, сульфометилированные таннины, детергенты и многие другие препараты, ассортимент которых насчитывает сотни наименований.

Суммарные объемы технологического использования и сброса в море множества химических веществ в пределах крупных нефтепромысловых регионов могут исчисляться сотнями и тысячами тонн в год. Это проиллюстрировано данными на рис. 2.20 для

зоны действия Конвенции по защите морской среды Северо-Восточной Атлантики. Речь идет в основном об акваториях Северного и Норвежского морей, где сосредоточено более 90 % добычи углеводородов в регионе. Как можно видеть на рис. 2.20, из 900 тыс. т химикатов, использованных в процессе добычи углеводородов в 2007 г., примерно 250 тыс. т были сброшены в море. Большинство из них (около 90 %) относятся к категории веществ, экологически безопасных или представляющих незначительный экологический риск (например, хлорид калия, барит и др.). Количество сброшенных в 2007 г. потенциально опасных

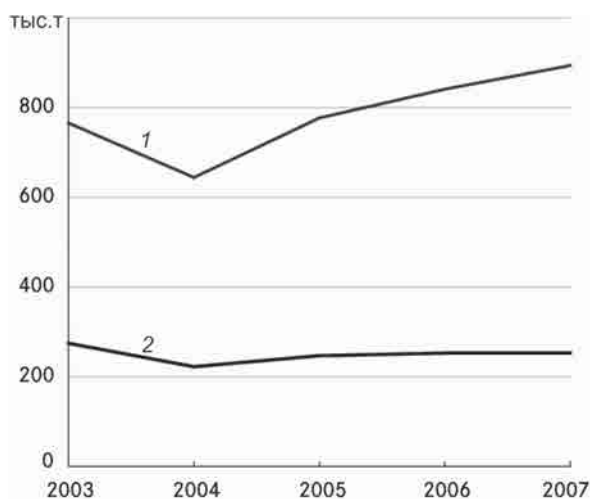


Рис. 2.20. Объемы использования (1) и сброса (2) химических веществ при добыче углеводородов в морях Северо-Восточной Атлантики в 2003–2007 гг. [OSPAR, 2010]

для морской среды химикатов (например, биоцидов) составило 2500 т, что на 90 % ниже по сравнению с аналогичными сбросами в 2003 г. [OSPAR, 2010].

Потенциальным источником химического загрязнения могут служить также сточные (ливневые) воды с буровых площадок и оборудования на платформах и технологические нефтесодержащие отходы при испытании скважин. Источником теплового загрязнения являются системы охлаждения энергетического и технологического оборудования, в которых используют морскую воду с расходом до 30 тыс. м³/ч и с температурой при сбросе на 10 °С выше первоначальной. Что касается хозяйственно-бытовых и санитарных отходов с платформ, то их состав и объемы аналогичны судовым отходам, правила обращения с которыми регулируются соответствующими национальными и международными нормами, принятыми для судов [ИМО, 2002; Raaymakers, 2003].

Характерные объемы стоков при разведочных буровых работах на платформах, которые выполнялись в конце 1990-х годов на шельфе Сахалина, показаны в табл. 2.8.

К числу потенциальных источников загрязнения относится также пластовый песок (нефтяной шлам), извлекаемый вместе с нефтью и, естественно, пропитанный ею. Количество сопутствующего песка может сильно меняться в разных районах и даже в процессе эксплуатации одного и того же месторождения. Чаще всего

Таблица 2.8

Характерные объемы стоков на одну пробуренную скважину на шельфе Сахалина по расчетным данным в 1990-е гг., тыс. м³ [Кочергин и др., 2000]

Категория стоков	Стационарная буровая установка	Передвижная буровая установка
Условно чистые стоки		
Балластные воды	–	До 8,0
Воды системы охлаждения и опреснения	2500–5220	1000–1500
Нормативно очищенные стоки		
Хозяйственно-бытовые стоки	7,5–8,8	1,5–2,2
Производственные и льяльные воды	1,5–3,2	0,4–1,5
Загрязненные стоки		
Буровой раствор и шлам	1,8–3,5	1,5–3,5
Возможные стоки с частичной очисткой		
Дренажные, промывочные и другие стоки	До 8,0	До 4,0

это количество составляет около 0,1 % от объема бурового шлама при обычной выработке менее 1 м³/сут и при экстремальных значениях до 4–40 м³/сут [Swan et al., 1994; MMS, 1995]. Способы обращения с пластовым песком аналогичны тем, что применяют в случае буровых шламов на нефтяной основе. Такой песок обычно вывозят на берег для последующей обработки и захоронения.

Следует упомянуть еще об одном довольно специфическом виде отходов, с которым приходится иметь дело в районах масштабных и долговременных операций МНГК. Речь идет о засорении морского дна металлическими и другими твердыми предметами самого разного происхождения и назначения (бочки, тросы, якоря, трубы и пр.). Ясно, что такого рода «подарки» на морском дне представляют серьезную угрозу для рыболовства с использованием донных тралов. Об этом убедительно свидетельствует тот факт, что за время с 1989 по 1997 гг. в британском секторе Северного моря были зафиксированы 940 эпизодов повреждения орудий тралового промысла, большинство из которых были результатом засорения морского дна в районах разработки нефтегазовых месторождений [OSPAR, 2000]. Продолжение этой темы, включая вопросы компенсации рыбопромысловых ущербов, можно найти в т. 2 (гл. 4).

2.5.3. Атмосферные выбросы

Выбросы газообразных и аэрозольных загрязняющих веществ в атмосферу происходят на всех стадиях освоения и эксплуатации нефтегазовых месторождений. По мировым статистическим данным [IAOGR, 2013], в 2012 г. при добыче и транспортировке углеводородов в атмосферу были выброшены:

- 253 млн т углекислого газа (CO_2), что соответствует 132 т CO_2 на тысячу тонн добытых углеводородов;
- 2,3 млн т метана (CH_4), что соответствует 1,3 т CH_4 на тысячу тонн добытых углеводородов;
- 817 тыс. т неметановых летучих углеводородов (НМЛУ), что соответствует 0,5 т НМЛУ на тысячу тонн добытых углеводородов;
- 303 тыс. т диоксида серы (SO_2), что соответствует 0,2 т SO_2 на тысячу тонн добытых углеводородов;
- 796 тыс. т оксидов азота (NO_x), что соответствует 0,4 т NO_x на тысячу тонн добытых углеводородов.

Такого рода выбросы происходят в результате сжигания попутного газа и избыточных количеств углеводородов в ходе испытания и эксплуатации скважин, а также при непрерывном сжигании газа в факелах для его отвода от резервуарохранилищ и систем сброса давления. К этому надо добавить сжигание газообразного и жидкого топлива в энергетических установках (газотурбинах, двигателях внутреннего сгорания) на платформах, судах и береговых сооружениях, а также улетучивание в атмосферу углеводородов в процессе их извлечения, первичной обработки, транспортировки и хранения.

Повсеместное распространение получило сжигание попутных нефтяных газов, которые растворены в пластовой нефти и выделяются из нее по мере снижения давления в количествах до 300 м³ на каждую тонну извлеченной нефти. Попутные газы составляют около 30 % от валовой мировой добычи газообразных углеводородов, однако из-за несовершенства технологии и отсутствия на многих нефтяных промыслах соответствующих мощностей и оборудования до 20 % всех попутных газов сжигается в факелах. В России этот показатель в конце прошлого века достигал 30 % [Мазур, 1997].

Химический и агрегатный состав атмосферных загрязнений включает в себя как газообразные продукты испарения и сжигания углеводородов, так и аэрозольные частицы от несгоревшего топлива. Наибольшую опасность в экологическом плане представляют окислы азота и серы, окись углерода, а также продукты неполного сгорания углеводородов, которые взаимодействуют с атмосферной влагой, трансформируются под влиянием солнечной радиации и выпадают на поверхность суши и моря, образуя поля локального загрязнения поверхностных вод.

Как показывают последние исследования [Crist, 2009; OSPAR, 2009; Peters et al., 2011], МНГК и сопряженное с ним судоходство (особенно танкерные операции) могут оказывать заметное влияние на состояние климата за счет эмиссии в атмосферу CO_2 , метана и других парниковых газов, а также продуктов неполного сгорания топлива в энергетических установках на судах, платформах и других объектах. Эти особенно характерно для Арктики, где нарастающее сокращение ледового покрова происходит не только в результате «парникового эффекта», но и выпадения из атмосферы аэрозольных углеродистых частиц («black carbon»), которые ослабляют отражающую способность снега и льда и ускоряют их таяние [Corbett et al., 2010].

Наглядные свидетельства влияния атмосферных поступлений на состояние морской среды были получены, в частности, при испытании производственной сква-

жины в канадской зоне моря Бофорта. Здесь на ледовом покрове вокруг платформ с интенсивными факелами были обнаружены продукты неполного сгорания нефтяных углеводородов, напоминающие по внешнему виду сырую нефть и состоящие из высокомолекулярных нефтяных фракций [GESAMP, 1993]. В подобных ситуациях при опробовании только одной скважины за сутки в море может поступить свыше 350 т углеводородных (в т. ч. полициклических ароматических) соединений.

По некоторым оценкам применительно к морской нефтегазодобыче [Kingston, 1991], до 30 % сжигаемых в факелах углеводородов выбрасывается в атмосферу при испытаниях скважин и затем выпадет на морскую поверхность, образуя характерные и относительно неустойчивые тонкие пленки (слики) вокруг буровых платформ. Из результатов регулярных авианаблюдений в Северном море следует, что частота встречаемости таких пленок составляет в среднем 1–2 случая на каждый час полета, а их максимальная плотность тяготеет к районам интенсивного судоходства и нефтепромыслов [ICES, 1995; OSPAR, 2000].

Факелы сжигаемых на платформах углеводородов оказывают определенное вредное воздействие на морских птиц. Во-первых, открытое пламя привлекает птиц, что иногда приводит к их гибели. Во-вторых, и это более важно, в периоды массовой (осенней) миграции птиц свет от факелов и огней на палубах платформ могут нарушать миграционные пути птичьих стай. Из наблюдений в Северном море следует, что до 10 % от численности мигрирующих здесь популяций птиц (а это миллионы особей) в той или иной мере подвержены световому воздействию от нефтяных платформ [Root et al., 2008].

Практически при всех операциях добычи, первичной обработки и хранения нефтегазовых углеводородов происходит улетучивание некоторой части этих углеводородов в атмосферу. Наиболее легкие из них, например метан, быстро распределяются в воздушной среде и практически не выводятся из атмосферы. Более тяжелые и относительно более стабильные компоненты, например некоторые алканы и ПАУ, могут задерживаться в нижней атмосфере и затем выпадать с осадками на поверхность моря. Эти соединения обычно называют летучими органическими веществами (ЛОВ). Глобальная эмиссия ЛОВ (более тяжелых, чем бутан) на этапах морской добычи углеводородов с платформ оценивается сейчас величиной около 650 тыс. т/год [NAS, 2003; GESAMP, 2007]. По условиям равновесия, не более 0,2 % от количества ЛОВ в атмосфере должно выпадать на морскую поверхность. Это соответствует атмосферному потоку ЛОВ в море около 1300 т/год для всего Мирового океана. Аналогичная оценка для условий танкерных перевозок нефти значительно выше этой величины (см. разд. 2.6.2).

Технические способы очистки и предотвращения атмосферного загрязнения при морской нефтегазодобывающей деятельности практически идентичны аналогичным мерам и способам, которые широко и достаточно эффективно применяются на суше и в других отраслях промышленной индустрии. Однако создается впечатление, что из-за удаленности морских нефтепромыслов от берегов и крупных населенных пунктов этой проблеме до сих пор не уделено должного внимания как в исследовательском, так и в природоохранном плане.

2.6. ТРАНСПОРТИРОВКА УГЛЕВОДОРОДОВ

Безопасная и эффективная транспортировка углеводородов безусловно является одним из главных условий успешной разработки любых нефтегазовых месторождений. Современные объемы и масштабы этой деятельности в море были обсуждены в гл. 1. В этом разделе речь пойдет о факторах воздействия на морскую среду при перекачке углеводородов по подводным трубопроводам и их перевозке танкерами в условиях *штатного (безаварийного)* режима.

2.6.1. Эксплуатация трубопроводов

Основные источники и факторы воздействия на морскую среду и биоту в процессе безаварийной эксплуатации подводных трубопроводов включают в себя:

- изменение морфологии и структуры дна за счет физического присутствия труб, уложенных на поверхность грунта без заглубления;
- изменения состава донных биоценозов в зоне расположения трубопроводов за счет биообрастаний и рифового эффекта;
- шумовое, термическое и электромагнитное воздействие.

Достаточно взглянуть на рис. 2.21, чтобы понять, что сам факт физического присутствия на морском дне разветвленных систем подводных трубопроводов может являться масштабным фактором воздействия на морскую среду. Аналогичная картина наблюдается в Северном море, Персидском заливе и ряде других регионов с давней и интенсивной нефтегазодобывающей деятельностью. Конечно, не все из уложенных в море (в т. ч. показанных на рис. 2.21) трубопроводов находятся на поверхности дна. Часть из них заглубляется в грунт с целью избежать повреждений в условиях сильных штормов, течений, льдов и других природных воздействий, а также при соприкосновении с якорями кораблей и орудиями рыбного промысла. Например, в Мексиканском заливе на глубинах воды менее 60 м все трубопроводы независимо от их диаметра должны заглубляться в грунт [Cran-swick, 2001]. Тем не менее, основная часть морских трубопроводов обычно лежит на поверхности морского дна. Для рыболовства с использованием донных тралов это означает, во-первых, утрату некоторой части акватории в пределах охранной зоны вдоль трассы трубопроводов и, во-вторых, угрозу повреждения орудий рыболовства при соприкосновении с трубами на дне.

Экологические последствия от присутствия трубопроводов на морском дне связаны в основном с возможностью нарушения миграций некоторых донных организмов, включая промысловые виды (крабы, лобстеры, морские ежи, камбалы и др.), для которых трубы могут представлять помеху (препятствие, барьер) при передвижении по дну. Несмотря на очевидность и масштабность такой проблемы, она до сих пор остается слабо изученной. Лишь в последнее время стали появляться экспериментальные и полевые исследования в этой области, которые будут рассмотрены позже (т. 2, гл. 2).

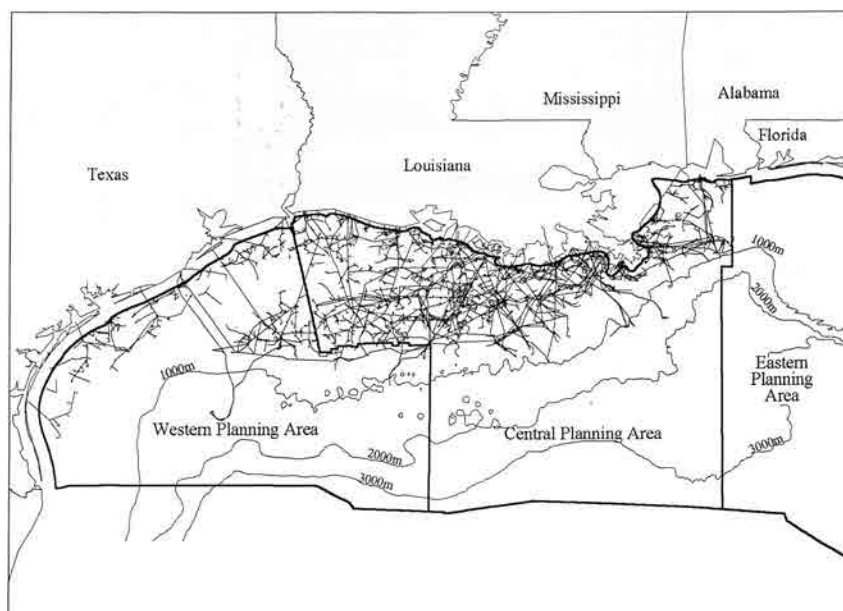


Рис. 2.21. Основные трубопроводы на дне Мексиканского залива [Cranswick, 2001]

Что касается гидроакустических, тепловых и вибрационных воздействий на морскую среду при эксплуатации трубопроводов, то, судя по известным публикациям, они не представляют прямой угрозы для обитателей моря. Было показано, в частности, что уровни шумов в непосредственной близости от работающих трубопроводов и на расстоянии 3 м от них были близки и практически не отличались от местного гидроакустического фона в Северном море [Fugro Structural Monitoring, 2003]. Аналогичные работы у атлантического побережья Канады выявили эффект нарастания низкочастотного шума от уложенного на дне газопровода по мере удаления от него, однако интенсивность этих звуковых сигналов была ниже по сравнению с аналогичными шумами от судов и волновой активности на поверхности моря [Birch et al., 2000].

Известно также, что за счет рифового эффекта и биообрастания подводные трубопроводы и прилегающие к ним участки морского дна обычно отличаются повышенными биомассами. За счет этого здесь могут формироваться скопления промысловых организмов, и потому рыбаки иногда предпочитают вести траловый лов вдоль трубопроводов, невзирая на риск повреждения или утраты орудий промысла [Buchan, Allan, 1992].

2.6.2. Танкерные перевозки

Напомним, что в настоящее время до 2/3 от общего объема потребляемой в мире нефти и нефтепродуктов перевозится по морю [API, 2005]. Как можно видеть

на рис. 2.22, маршруты транспортировки нефти охватывают основную акваторию Мирового океана. К этому надо добавить быстрое усиление в последние годы транспортной активности в арктических морях [Arctic Council, 2009], особенно в российской Западной Арктике, где на побережье Белого, Баренцева и Карского морей функционируют 12 нефтеперегрузочных терминалов с объемами отгрузки нефти и нефтепродуктов до 20 млн т/год [Селин, Виноградов, 2008; Vambulyak, Frantzen, 2009]. Аналогичная тенденция наблюдается в Охотском и Японском морях в связи с ростом добычи углеводородов на шельфе Сахалина (см. гл. 1).

К числу основных факторов вредного воздействия на морскую среду в процессе *безаварийных* перевозок нефти танкерами следует отнести:

- «биологическое загрязнение» (вселение чужеродных видов) при операциях с балластными водами;

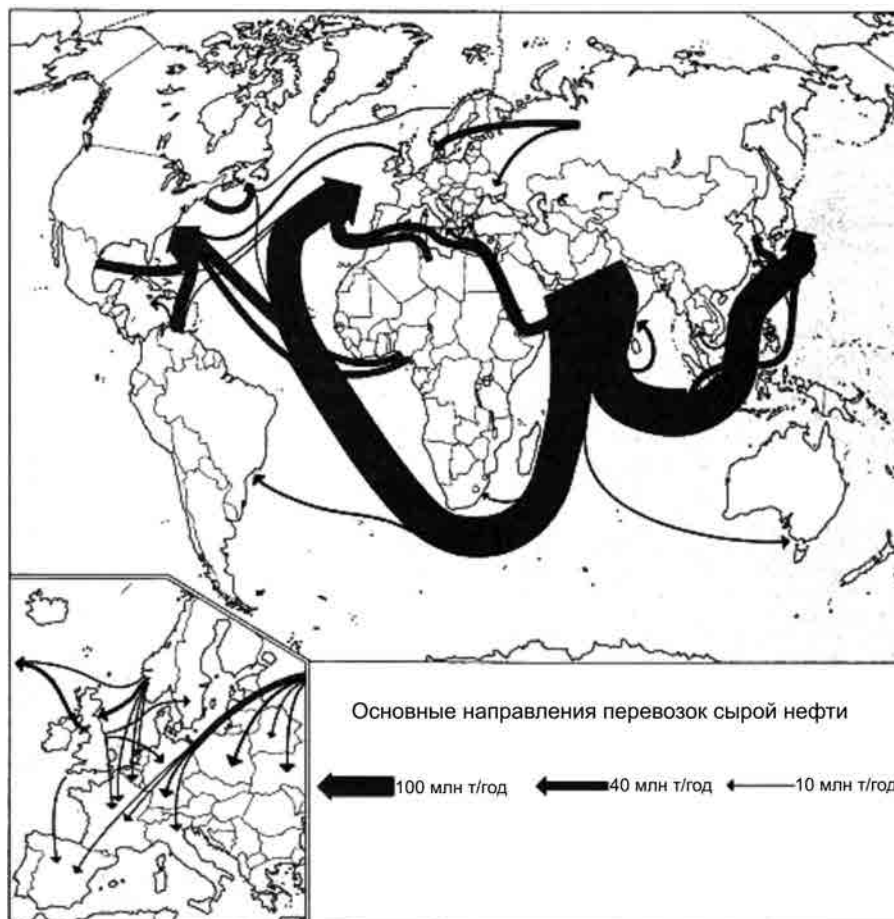


Рис. 2.22. Основные трассы и объемы транспортировки сырой нефти нефтеналивным флотом в 1997 г. [Fearnleys, 1998]. Цифры показывают объемы перевозимой нефти в млн т

- нефтяное загрязнение при штатных операциях сброса балластных вод и промывки танков;
- шумовые, световые и другие воздействия на местообитания морских млекопитающих, птиц и рыб;
- выбросы летучих органических веществ (ЛОВ), аэрозолей и других примесей в атмосферу с их последующим выпадением на поверхность моря;
- механические повреждения планктона в результате кавитации при работе гребных винтов и при заборе воды в охладительные системы.

Последние три группы из перечисленных факторов воздействия не являются специфическими для танкеров, поскольку они относятся практически ко всем судам, бороздящим воды морей и океанов. Количественные оценки возникающих при этом негативных экологических эффектов затруднены из-за высокой природной изменчивости биологических и экосистемных параметров, на которые эти факторы могут оказывать воздействие.

Рыбы и млекопитающие способны избегать зоны шумового дискомфорта. Известно также, что в шумах от корабельных гребных винтов преобладают низкие частоты (обычно ниже 600 Hz). Примерно такие же частоты характерны для звуковых коммуникационных сигналов некоторых китообразных, которые распространяются на большие расстояния и могут быть заблокированы корабельными шумами. По мнению специалистов, это обстоятельство должно учитываться при выборе трасс грузовых (в т. ч. танкерных) перевозок [Green, 2004; OSPAR, 2009].

В арктических морях определенную экологическую опасность представляют разрушения ледового покрова при ледокольном сопровождении танкеров. При этом возникают неизбежные нарушения местообитаний морских млекопитающих и птиц. Это обстоятельство явилось одной из причин разработки международных программ по выявлению морских районов повышенной экологической уязвимости в Арктике [AMSA, 2012]. Более подробно эти вопросы рассмотрены в т. 2 (гл. 2 и 6).

Биологическая инвазия. По масштабу и тяжести последствий этот фактор, наряду с нефтяными разливами, следует считать одним из наиболее опасных среди всех факторов воздействия МНГК на морскую среду. Речь идет о показанных на рис. 2.23 штатных операциях забора морской воды на борт танкеров для обеспечения нужной осадки судна и балансировки во время порожних рейсов, т. е. без нефтяного груза. Проблема состоит в том, что вместе с забираемой балластной водой на борт судна поступают нежелательные «пассажиры», размеры которых настолько малы, что они легко проходят через фильтры корабельных систем за качки забортной воды. К ним относятся бактерии и другие микроорганизмы, планктонные микроводоросли и беспозвоночные, а также икра и личинки, споры и цисты множества морских животных и растений. По разным оценкам, от 7000 до 10000 видов морских организмов ежегодно перевозятся сейчас с водяным балластом на судах разного типа, среди которых по объему перевозимого балласта доминируют нефтяные танкеры. Если считать, что объемы водяного балласта, перевозимого танкерами, близки к объему перевозок нефти, то ежегодный сброс балластных вод при танкерных операциях в Мировом океане должен составлять около 3 млрд т.

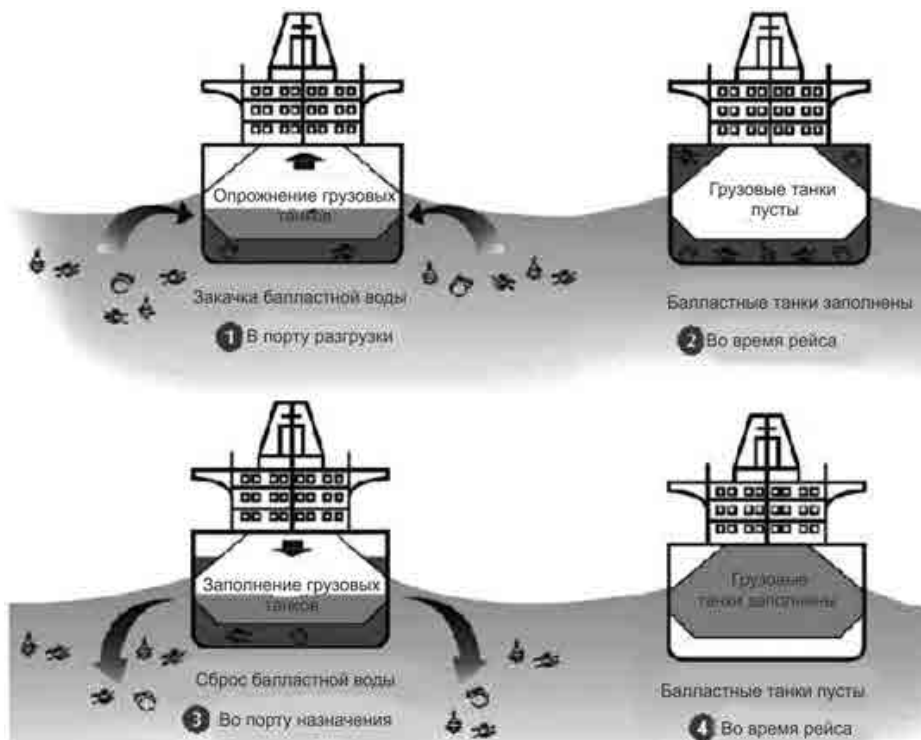


Рис. 2.23. Танкерные операции с нефтью и балластными водами [Raaymakers, 2003]:
 1 — в порту разгрузки (опорожнение грузовых танков, закачка балластной воды);
 2 — во время рейса (грузовые танки пусты, балластные танки заполнены);
 3 — в порту назначения (заполнение грузовых танков, сброс балластной воды);
 4 — во время рейса (грузовые танки заполнены; балластные танки пусты)

После сброса балластных вод некоторые из выживших организмов могут оказаться в благоприятной для них среде, где возможно их быстрое (экспоненциальное) размножение. Подобные вспышки развития чужеродных видов чреваты радикальными перестройками местных биотических сообществ с тяжелыми (иногда катастрофическими) последствиями для экологии и рыбного хозяйства целых регионов. Такого рода события происходили, в частности, в конце 1980-х гг. в Черном море в результате вселения гребневика *Mnemiopsis*. Биомасса популяции этого хищного планктофага достигала здесь 10 млрд т, что привело к резкому падению рыбных запасов и коллапсу рыболовства в регионе. Позже эта губительная инвазия распространилась на Азовское и Каспийское моря (подробнее т. 2, гл. 2).

В 1992 г. на Конференции ООН по окружающей среде и развитию среди наиболее актуальных глобальных угроз для экологии Мирового океана было отмечено вселение в прибрежные воды патогенных и других нежелательных видов. Позже эта проблема была выделена в качестве приоритетной в ряде других международных документов, включая доклад группы экспертов ООН по загрязнению морской среды [GESAMP, 2001].

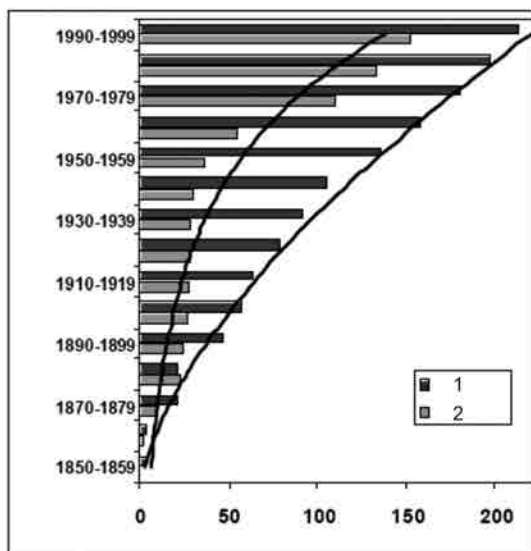


Рис. 2.24. Экспоненциальный рост биологических инвазий за период 1850–1999 гг. [Raaymakers, 2003].

Кумулятивное число вселившихся видов:

1 — в зал. Сан-Франциско; 2 — в прибрежные воды Австралии

К настоящему времени зарегистрированы сотни ситуаций биологических инвазий с тяжелыми последствиями для экологии и экономики многих прибрежных государств, а иногда и для здоровья людей. Как показано на рис. 2.24 на примере двух морских регионов, количество инвазий за последние 200 лет нарастало по экспоненте. Несомненно, такая динамика есть результат быстрого роста морского судоходства, которое обеспечивает сейчас около 80 % от мирового объема перевозок всех грузов. При этом происходит ежегодное перемещение и сброс в море от 3 до 5 млрд т балластных вод вместе с нежелательными чужеродными вселенцами [Raaymakers, 2003].

Источником биологических инвазий являются также биообрастания подводной части корабельных корпусов. Однако этот и некоторые другие источники такого рода пред-

ставляется менее значимыми на фоне сброса балластных вод грузовых судов, в первую очередь нефтяных танкеров [OSPAR, 2009].

В отличие от нефтяных разливов, для ликвидации которых существуют достаточно эффективные методы и средства, популяции чужеродных видов после их внедрения в новые экосистемы практически не поддаются какому-либо контролю. Единственная возможность борьбы с этими явлениями состоит в принятии международных превентивных мер для снижения риска (вероятности) инвазий. Наиболее эффективная из этих мер — замена водяного балласта в открытом море на больших глубинах, где биомасса планктона невелика, а адаптация вселенцев маловероятна. Возможно также применение специальных методов обработки балластных вод с помощью биоцидов, фильтрации, нагрева, ультрафиолетового облучения, хлорирования и др. Эти и другие меры такого рода разрабатываются и внедряются сейчас в международную практику в рамках ряда соглашений, в т. ч. Конвенции по балластным водам под эгидой Международной морской организации [ИМО, 2004; ИРЕСА, 2010] (т. 2, гл. 6).

Нефтяное загрязнение. К числу источников нефтяного загрязнения, связанных с танкерными перевозками нефти, относятся штатные (эксплуатационные) сбросы в море нефтесодержащих вод. В отличие от аварийных разливов нефти, эти сбросы приводят не к локальному нефтяному загрязнению, а к диффузному (неточечному) распределению потока углеводородов на обширных морских акваториях. Необходимость таких сбросов связана в основном с операциями по

заполнению танков балластной морской водой и ее последующим удалением в море, а также с операциями промывки нефтяных танков водой, которая затем также идет за борт. Объемы таких сбросов и допустимое количество нефти в них регламентируется Международной конвенцией по предотвращению загрязнения моря с судов 1973 г. (измененная в соответствии с Протоколом 1977 г.) — МАРПОЛ 73/78 [ИМО, 2002]. По правилам этой Конвенции, сбросы нефти с танкеров разрешены только при выполнении следующих условий.

- Общее количество нефти, которое танкер может сбросить в море на ходу, не должно превышать 1/15000 от полной грузоподъемности судна, построенного до 1983 г. (год вступления в действие Конвенции), и 1/30000 от полной грузоподъемности судна, построенного после 1983 г.
- Сброс разрешается при условии, что судно находится на расстоянии более 50 морских миль от ближайшего берега, скорость сброса не должна превышать 30 л нефти на милю пути и содержание нефти в потоке не должно превышать 15 мг/кг.
- Танкер должен быть оборудован системой сигнализации и автоматического прекращения сброса нефтяной смеси при превышении допустимого уровня сброса.

Важной особенностью Конвенции 1973 г. стало введение режима «особых зон», которые были признаны особенно чувствительными к загрязнению, и потому любые нефтесодержащие сбросы в пределах этих зон были запрещены с некоторыми четко определенными исключениями. К особым зонам были отнесены акватории Средиземного, Черного, Балтийского и Красного морей. Позже этот статус получили также акватории северо-западного побережья Европы, включая Северное и Ирландское моря, пролив Ла-Манш и часть Северо-Восточной Атлантики к западу от Ирландии. При плавании в этих районах все суда, имеющие на борту нефть и нефтепродукты, должны обеспечить возможность сохранения нефтяных отходов на борту для последующей откачки их на береговые очистные сооружения [Raaymakers, 2003].

В результате этих и некоторых других мер международного регулирования к концу XX в. объемы потерь нефти при операциях с балластными водами и промывке танков существенно снизились. Детальный анализ этих потерь на глобальном уровне показал, что при соблюдении требований Конвенции МАРПОЛ 73/78 их можно оценить в пределах от 18 до 72 тыс. т/год при наиболее вероятной величине 36 тыс. т/год [NAS, 2003]. Позже группа экспертов ООН [GESAMP, 2007] оценила эксплуатационные (штатные) потери нефти при ее транспортировке танкерами величиной около 19 тыс. т/год. Это составляет около 4 % от общего количества нефти, поступающей в море в результате всех видов морского судоходства и 0,2 % от глобального техногенного потока нефти в Мировой океан. Интересно, что аналогичный поток в морские воды США удалось свести почти к нулю за счет эффективного контроля и строгих санкций, введенных в США для ограничения нефтяного загрязнения морской среды [NAS, 2003].

Атмосферные выбросы. Потери углеводородов при штатных танкерных операциях складываются не только в результате сброса загрязненных нефтью балластных и промывочных вод, но и за счет технологического выпуска в атмосферу

парогазовых смесей в соответствии с регламентом Международной морской организации [ИМО, 2002]. Специальное исследование этих процессов [Воробьев и др., 2005] показало, что на каждые 100 тыс. т перевезенной танкером нефти в атмосферу выделяется 260 т летучих фракций углеводородов. К этому надо добавить улетучивание углеводородов при загрузке танкеров нефтью, а также выбросы в атмосферу углекислого газа, соединений серы и азота, аэрозольных частиц и других продуктов сгорания топлива в танкерных двигателях.

Оценки на глобальном уровне [GESAMP, 2007; 2009] с учетом общего числа танкеров (более 7000) и объема танкерных перевозок нефти и нефтепродуктов (около 3,3 млрд т/год) дают величину глобальной эмиссии летучих органических веществ (ЛОВ) при танкерных операциях до 6,8 млн т/год. Из этого количества только 1 % приходится на соединения, способные растворяться в атмосферной влаге и затем выпадать с осадками на морскую поверхность. Отсюда следует, что за счет этого источника в Мировой океан поступает около 68 тыс. т/год ЛОВ. Остальные 99 % ЛОВ (в т. ч. метан, этан и др.), а также другие аэрозольные и газовые примеси остаются в атмосфере и потому не влияют на поток углеводородов в морскую среду. Учитывая, что суммарное поступление ЛОВ в море на фоне всех других источников нефтяного загрязнения относительно мало и тот факт, что атмосферные выпадения распределяются на обширных морских акваториях, надо полагать, что эмиссия ЛОВ может быть опасной в основном для персонала в местах выделения этих веществ в атмосферу (платформы, танкеры, порты).

В последние годы морское судоходство, включая танкерные перевозки нефти, рассматриваются как один из важных источников парниковых газов (углекислый газ, метан, этан и др.), избыточное количество которых в атмосфере приводит к потеплению климата. Этот процесс особенно быстро развивается в Арктике, где наблюдается значительное сокращение ледового покрова (примерно в 2 раза за период 1970–2007 гг.) и одновременное наращивание интенсивности судоходства, в т. ч. танкерных перевозок нефти и нефтепродуктов. По последним данным [Arctic Council, 2009; DNV, 2010], ежегодно в арктических морях совершаются около 15 тыс. рейсов судов разного типа и назначения, из них около 3000 рейсов приходится на танкерный флот. Анализ этих процессов и прогнозные оценки сопутствующих выбросов в атмосферу парниковых газов и аэрозолей позволяют сделать вывод о заметном вкладе МНГК и особенно танкерных перевозок нефти в Арктике в грядущие климатические и экологические нарушения в этом регионе [Corbett et al., 2010; Peters et. al., 2011].

2.7. АВАРИЙНЫЕ СИТУАЦИИ И НЕФТЯНЫЕ РАЗЛИВЫ

Аварии и сопутствующие им нефтяные разливы были и остаются неизбежными спутниками практически на всех операциях добычи, транспортировки и хранения нефти в море и на берегу. Причины, вероятность и тяжесть последствий таких инцидентов крайне изменчивы в зависимости от конкретного сочетания множества природных, технических, технологических и других обстоятельств.

В этом смысле каждая аварийная ситуация уникальна, поскольку точное место, причину и время их возникновения нельзя предсказать заранее.

Вместе с тем имеются некоторые общие черты и закономерности возникновения таких ситуаций, а также вероятностные (статистические) характеристики их совокупностей и выборочных групп. Именно об этом пойдет речь в данном разделе на основе известных результатов почти полувекового мирового опыта наблюдения и исследования нефтяных разливов в морях и океанах. При этом надо подчеркнуть, что нефтяные разливы — это лишь один из многих природных и техногенных источников поступления нефти в морскую среду, а тяжесть последствий разливов далеко не всегда определяется их объемом.

2.7.1. Глобальная статистика и тенденции

Сводные данные мировой статистики об источниках, объемах и структуре нефтяных потоков в морскую среду приведены в табл. 2.9, составленной по экспертным оценкам Национального исследовательского совета США [NAS, 2003]. Близкие по величине оценки аналогичных потоков нефти сделаны также в докладе группы экспертов ООН [GESAMP, 2007] и отчете Международной ассоциации производителей нефти и газа [IAOGP, 2013].

Таблица 2.9

Сводные данные об источниках и объемах поступления нефти в морскую среду за период 1990–1999 гг. [NAS, 2003]

Источники поступления в морскую среду	Наиболее вероятный средний объем поступления, тыс. т/год	Доля от среднего годового объема, %
Поступление нефти с морского дна (сипы)	600 (200–2000)*	46
Добыча нефти в море:	38 (20–62)*	5
платформы (бурение, аварии, утечки)	0,9	
атмосферные выбросы и выпадения	1,3	
сброс пластовых вод	36	
Транспортировка нефти:	150 (120–260)*	12
аварии танкеров	100	
штатные танкерные операции	36	
аварии на трубопроводах	12	
аварии на береговых терминалах	4,9	
атмосферные выбросы и выпадения	0,4	
Потребление нефти:	480 (130–6000)*	37
береговые источники (речной сток и др.)	140	
аварии судов (не танкеров)	7,1	
штатные операции и сбросы с судов**	270	
атмосферные выбросы и выпадения	52	
выбросы авиационного топлива	7,5	
Суммарно	1300 (470–8300)*	100

* В скобках указан разброс известных оценок.

**Для судов водоизмещением более 100 регистровых тонн.

Основные черты и тенденции. Приведенные в табл. 2.9 данные, а также результаты других многочисленных работ, в т. ч. последних сводных публикаций [Anderson, LaBelle, 2000; Etkin, 2001; Walker et al., 2003; Patin, 2004; Huijjer, 2005; GESAMP, 2007; ИТОРФ, 2008; Патин, 2008], дают основания для некоторых общих выводов и оценок.

- Около половины глобального потока нефти в морскую среду имеет природное происхождение за счет просачивания нефтегазовых флюидов на морском дне.
- Морской нефтегазовый комплекс (включая добычу и транспортировку нефти) ответственен примерно за 20 % от общего поступления нефти в Мировой океан.
- Вопреки распространенному мнению, аварийные разливы не являются главным источником нефтяного загрязнения морской среды. Их вклад составляет около 10 % от суммарного (глобального) потока нефти в морскую среду.
- Основные потери нефти при аварийных ситуациях в сфере морского нефтегазового комплекса связаны с авариями при танкерных перевозках нефти (около 85 % от общих объемов разливов при добыче и транспортировке нефти в море), тогда как вклад от аварийных утечек при бурении и эксплуатации скважин минимален (менее 1 %). Потери при авариях в процессе работ на береговых терминалах и при перекачке нефти по подводным трубопроводам составляют около 5 % и 10 % соответственно.
- Наиболее вероятны и чаще всего возникают относительно небольшие и быстро ликвидируемые утечки нефти. Из 10 тысяч зарегистрированных к 2003 г. нефтяных разливов в море 85 % составляли разливы объемом менее 7 т [ИТОРФ, 2004]. Однако эти небольшие, но регулярные разливы создают устойчивый фон нефтяного загрязнения в районах интенсивной добычи и танкерных перевозок нефти в море.
- Катастрофические инциденты (с разливами более 30 тыс. т нефти) происходят в мире с частотой от нуля до нескольких эпизодов в год, однако именно они определяют в значительной мере скачкообразный характер и объемы антропогенных потоков углеводородов в море.
- Не существует какой-либо прямой корреляции между количеством разлитой нефти и тяжестью экологических последствий. Все зависит в конечном счете от типа и свойств разлитой нефти, времени года и конкретной ситуации, в которой произошел тот или иной разлив (т. 2, гл. 3).

Годовая статистика может существенно отличаться по некоторым показателям от средних многолетних данных. Такие расхождения вполне закономерны, они обусловлены отмеченным выше скачкообразным характером изменения частоты крупных и катастрофических разливов. Достаточно одного такого разлива, чтобы радикально изменить всю структуру статистики при оценке годовых потоков нефти в море. Это наглядно иллюстрирует рис. 2.25, где показаны объемы наиболее крупных разливов при авариях нефтяных танкеров с 1970 г.

О динамике мировых ежегодных потоков нефти в море при аварийных ситуациях на протяжении трех последних десятилетий XX века можно судить по данным в табл. 2.10.

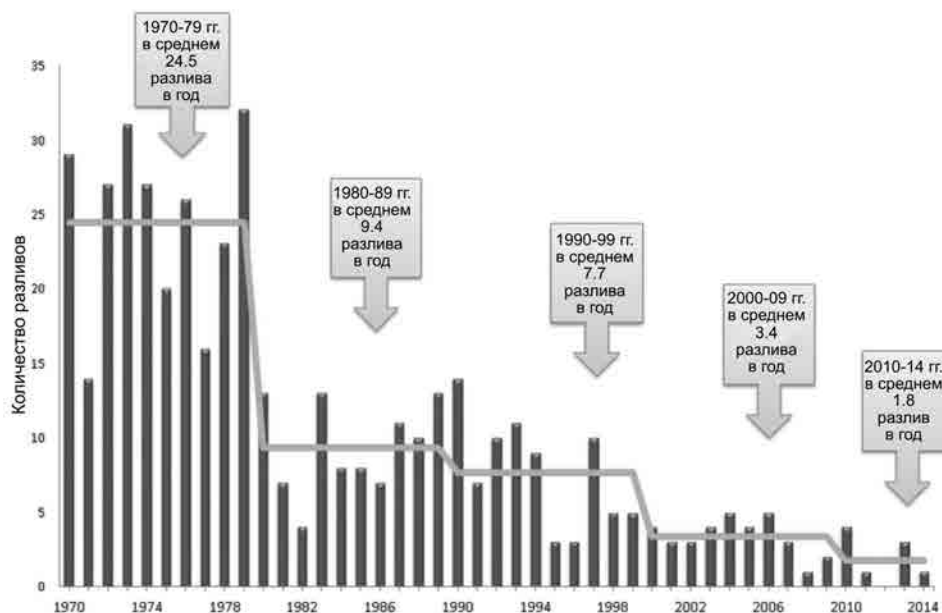


Рис. 2.25. Динамика снижения количества крупных нефтяных разливов при авариях танкеров в море с 1970 г. (www.itopf.com)

Таблица 2.10

Средние ежегодные потоки нефти в морскую среду при аварийных ситуациях в море и на побережье [GESAMP, 2007]

Источники	Среднее поступление нефти (т/год) за каждое десятилетие		
	1968–1977 гг.	1978–1987 гг.	1988–1997 гг.
Танкеры	281 200	286 600	160 300
Другие суда	400	5 800	5 300
Трубопроводы	1 800	2 100	2 800
Платформы	5 200	103 900	600
Береговые объекты	52 600	37 100	2 400
Неизвестные	Нет данных	600	200
Всего	341 200	436 100	171 600

Характерно, что за последние 30 лет XX в. произошло значительное снижение как глобального аварийного потока нефти (в 2 раза), так и аналогичных потоков с танкеров (в 1,8 раза), платформ (в 10 раз) и береговых объектов (в 22 раза). В то же время аналогичные показатели для трубопроводов, напротив, несколько возросли, а поступление в море нефти с судов всех типов (за исключением танкеров) подскочили более чем в 10 раз. Последнее обстоятельство скорее всего связано с ростом количества судов в мире и увеличением числа так называемых малых разливов (см. ниже).

Что касается вероятности (частоты) аварийных разливов, то этот показатель крайне изменчив из-за его сильной зависимости от объема разлива, а также от исходной статистической базы данных. При прочих равных условиях вероятность разливов возрастает по мере снижения их объема.

В зависимости от ситуации и обстоятельств утечки нефти можно выделить три источника поступления нефти в море.

- *Аварийные разливы.* Среди них следует различать, во-первых, крупные разливы в результате серьезных аварий (столкновения и посадки на мель судов, неконтролируемые выбросы из скважин, пожары, взрывы, разрушение конструкций и пр.) и, во-вторых, относительно небольшие поступления нефти в море за счет мелких инцидентов технического и технологического характера. К последним относятся, например, утечки при погрузочно-разгрузочных операциях в нефтяных портах, потери в процессе очистки и перекачки нефтесодержащих смесей на танкерах и других судах и пр.
- *Нелегальные сбросы.* Речь идет об умышленных сбросах в море нефти и нефтесодержащих отходов, которые не предусмотрены международными или национальными правилами и требованиями. Наиболее распространенным примером нелегальных сбросов является преднамеренное удаление льяльных вод и нефтяных остатков с танкеров и других судов вопреки требованиям Конвенции МАРПОЛ 93/98, которые изложены выше (см. разд. 2.6.2).
- *Операционные сбросы.* Существенный (иногда — главный) вклад в нефтяное загрязнение морской среды при добыче и транспортировке нефти в море принадлежит разрешенным (штатным) операциям на платформах, танкерах и береговых терминалах. К таким операциям следует отнести допустимые (при определенных условиях) сбросы нефтесодержащих вод с танкеров и других судов, удаление пластовых вод с платформ и другие операции, которые предусмотрены действующими правилами и нормами.

Нелегальные и операционные сбросы иногда трактуют как «малые разливы» [Olsson, 2005]. Возникающие при этом проблемы, а также вклад малых разливов в глобальное нефтяное загрязнение моря рассматриваются в последнее время в качестве приоритетных задач охраны морской среды от загрязнения [NAS, 2003; UNEP, 2006; GESAMP, 2007].

Крупные и катастрофические разливы. По данным мировой статистики [ITOPF, 2010], в период 1960–2010 гг. в мире зафиксированы 67 особенно крупных разливов (объемом более 30 тыс. т нефти каждый), из них 48 разливов произошли при авариях танкеров, 8 — при авариях на береговых терминалах и нефтехранилищах, 6 — в результате выбросов из буровых скважин, 3 — при отказах на нефтепроводах и 2 — в результате аварий на других судах (не танкерах). Отметим, что наиболее крупные и катастрофические разливы (объемом более 5000 т) ответственны лишь за 5 % от суммарного поступления нефти в море, и происходят они обычно в результате серьезных аварий (посадки на мель, столкновения с другими судами, пожары и взрывы, разрывы корпуса) [OSIR, 2001]. Наиболее известные из этих разливов перечислены в табл. 2.11.

Согласно общепринятой международной классификации нефтяных разливов [IPIECA, 2000], приведенные в табл. 2.11 наиболее крупные разливы относят

Таблица 2.11

Наиболее крупные и катастрофические разливы нефти в море

Источники разлива	Год	Место	Потеря нефти, т
Танкеры, терминалы, скважины (военные действия в Персидском заливе)	1991	Кувейт, Саудовская Аравия; прибрежные воды Персидского залива	1 770 000
Платформа «Deepwater Horizon»	2010	Мексиканский залив	660 000
Разведочная скважина «Ixtoc I»	1979	Мексика; Мексиканский залив, зал. Кампече	480 000
Танкер «Atlantic Empress»	1979	Венесуэла; около 40 км от побережья	287 000
Платформа № 3, скважина	1983	Иран; Персидский залив, месторождение Nowruz	270 000
Танкер «ABT Summer»	1991	Открытые воды Атлантики, 1300 км от берегов Анголы	260 000
Танкер «Castillo de Bellver»	1983	ЮАР; около 120 км от Кейптауна	252 000
Танкер «Amoco Cadiz»	1978	Франция; пролив Ла-Манш, у берегов Бретани	223 000
Танкер «Haven»	1991	Италия; порт Генуи	144 000
Промысловая скважина D-103	1980	Ливия; 800 км от Триполи	140 000
Танкер «Odyssey»	1988	Канада; около 1200 км от берегов Новой Скотии	132 000
Танкер «Torrey Canyon»	1967	Великобритания; острова Силли	130 000
Танкер «Sea Star»	1972	Оманский залив	115 000
Танкер «Urquiola»	1976	Испания; гавань Ла-Корунья	100 000
Танкер «Irenes Serenade»	1980	Греция, Наваринский залив	100 000
Танкер «Hawaiian Patriot»	1977	300 миль от Гонолулу	95 000
Танкер «Independenta»	1979	Турция; пролив Босфор	95 000
Танкер «Jakob Maersk»	1975	Португалия; порт Порту	88 000
Танкер «Braer»	1993	Великобритания; Шетландские острова	85 000
Танкер «Khark 5»	1989	120 миль от атлантического берега Марокко	80 000
Танкер «Aegean Sea»	1992	Испания; гавань Ла-Корунья	74 000
Танкер «Sea Empress»	1996	Великобритания; залив Мил, порт Милфорд Хейвен	72 000
Танкер «Prestige»	2002	Испания; около 200 км у берегов Галиции	70 000
Танкер «Metula»	1974	Магелланов пролив	50 000
Танкер «Assimi»	1983	Оманский залив	53 000
Промысловая скважина	1986	Мексиканский залив, зал. Кампече	35 000
Танкер «Eхxon Valdez»	1989	США; Аляска, Залив Принца Вильяма	37 000
Танкер «Tasman Spirit»	2003	Пакистан; Аравийское море, в районе порта Карачи	30 000

к разливам третьего уровня, которые в отличие от разливов первого и второго уровней требуют принятия мер реагирования национального или международного масштаба. Более подробно эти вопросы освещены в т. 2 (гл. 6).

География разливов. Одна из известных международных баз данных по нефтяным разливам [OSIR, 2001] свидетельствует о широкой географии аварийных инцидентов с разливами нефти, которые были зарегистрированы с 1960 г. в морских водах 112 стран мира. Чаще всего аварийные ситуации возникают в портах и на подходах к ним, а также в районах интенсивного судоходства и разработки морских нефтегазовых месторождений. Отмечен ряд «горячих точек» с повышенной частотой таких событий и особой тяжестью их последствий. К ним относятся следующие регионы в порядке снижения количества разливов объемом более 34 т, зафиксированных с 1960 по 1995 гг. [Etkin, 1997]:

- Мексиканский залив (267 разливов);
- северо-восточное побережье США (140 разливов);
- Средиземное море (127 разливов);
- Персидский залив (108 разливов);
- Северное море (75 разливов);
- шельф Японии (60 разливов);
- Балтийское море (52 разлива);
- шельф Великобритании и пролив Ла-Манш (49 разливов);
- прибрежные воды Малайзии и Сингапура (39 разливов);
- западное побережье Франции и северо-восточные берега Испании (33 разлива);
- шельф Южной Кореи (32 разлива).

В этом перечне явно не хватает Каспийского моря, где ситуация нефтяного загрязнения в 60–70-е гг. прошлого века отличалась особой остротой. Нефтяные разливы были здесь заурядным явлением, однако в бывшем СССР такого рода статистика, по обыкновению тех времен, если и существовала, то не для открытого пользования.

Как отмечено выше, в последние десятилетия наметилась тенденция к заметному снижению частоты и объема крупных нефтяных разливов в большинстве морских регионов. Однако в некоторых из них наблюдается устойчивая картина поступления нефти в море или даже нарастание этих потоков в последние годы, что связано прежде всего с ростом объемов танкерных перевозок нефти и нефтепродуктов. К таким регионам относятся, в частности, Баренцево, Балтийское и Черное моря [ИТОРФ, 2003; Патин, 2008].

2.7.2. Аварии при добыче и транспортировке углеводородов

Работы на платформах. Как следует из сводных данных в табл. 2.9 и 2.10 и других многочисленных публикаций, потери нефти при бурении скважин и промысловых операциях на платформах минимальны по сравнению со всеми остальными источниками нефтяного загрязнения при разработке морских месторождений. Обычно эти потери составляют 2–4 % от суммарных потерь при нефтяных

разливах в море и 10^{-4} – 10^{-5} % от общих объемов добываемой на шельфе нефти [Gachter, 1997; GESAMP, 2007].

По последним данным [GESAMP, 2007], в абсолютном выражении суммарные потери нефти при авариях на 6000 действующих сейчас морских платформах составляют в среднем 600 т/год (4 % от всех потерь на платформах). Это соответствует удельной аварийной потере около **100 кг нефти на одну платформу в год**. Учитывая, что мировая добыча нефти на морском шельфе составляет около 1,2 млрд т [API, 2001], легко подсчитать, что относительные потери при авариях на платформах составят около 5×10^{-5} %, или примерно **0,5 т на 1 млн т добываемой в море нефти**.

Из сводных данных для 45 крупнейших нефтегазовых компаний мира следует, что в 2012 г. объем нефтяных разливов при морской добыче и транспортировке нефти по трубам составил 1,2 т на 1 млн т продукции нефти [IAOGP, 2013]. Характерно, что аналогичный показатель для деятельности тех же компаний на суше значительно выше и составил 8,6 т на 1 млн т добытой нефти.

Что касается удельной частоты нефтяных разливов с платформ, то, судя по мировой статистике аварий за 1990-е гг. [GESAMP, 2007], на каждый миллион тонн добываемой с платформ нефти приходится примерно 1 разлив объемом более 0,17 т и 0,002 разлива объемом более 5 тыс. т. Некоторые из таких разливов происходят в результате неконтролируемого выброса углеводородов из скважины. По официальным данным [European Commission, 2011], с 1955 г. в мире зарегистрированы 573 аварийных выброса из морских скважин при средней частоте более двух инцидентов в год, что соответствует примерно вероятности от 10^{-4} до 10^{-3} выброса на каждую скважину в зависимости от конкретной ситуации при буровых и промысловых работах.

Вероятность катастрофических исходов на платформах, связанных с фонтанированием скважин и неконтролируемым выделением больших количеств нефти, оценивается одним эпизодом на 10 тыс. скважин с разливом более 1000 т нефти [Holland, 1997]. Крупные аварии такого типа обычно происходят в виде неожиданных залповых выбросов углеводородов из скважины в процессе разведочного бурения при вскрытии зон с аномально высоким пластовым давлением или при промысловых работах на глубоководных скважинах (например, за счет отложения газогидратов в трубах). За 50-летнюю историю морских нефтепромыслов зарегистрированы 6 катастрофических аварий такого рода (см. табл. 2.11). Последняя из них случилась в 2010 г. в Мексиканском заливе в результате неконтролируемого подводного фонтанирования глубоководной скважины на платформе «Deepwater Horizon» (рис. 2.26, вклейка). Авария сопровождалась пожаром, гибелью людей, выделением в течение трех месяцев более 500 тыс. т нефти на глубине 1500 м и огромными экологическими и экономическими ущербами [Kroh et al., 2012]. Этот катастрофический эпизод развеял бытовавшие ранее представления о высокой степени безопасности буровых и промысловых работ на больших глубинах. Отметим, что возможности быстрого обнаружения и ликвидации утечек нефти в таких ситуациях ограничены по сравнению с традиционными промыслами на малых глубинах [MMS, 2008].

Сказанное выше в полной мере относится и к подводным системам бурения и эксплуатации скважин с дистанционным управлением, о которых речь шла в предыдущей главе (см. разд. 1.2.2). Сложность таких систем, трудности доступа к ним и большое количество автономно работающих вентилях, клапанов и других элементов разветвленной инфраструктуры глубоководных промыслов повышает вероятность их повреждений и утечки углеводородов. При этом возможны также утечки химических препаратов, которые используются для борьбы с отложением гидратов на стенках технологического оборудования (метанол, гликоль и др.). Кроме того в условиях высокого давления и низких температур на больших глубинах неизбежно возрастают трудности обращения с буровыми отходами, шламами и пластовыми водами [Grieb et al., 2008].

Аварийные исходы разной степени тяжести весьма вероятны в ситуациях перекачки нефти с платформ на танкеры. Одна из аварий такого рода произошла в 2007 г. в Северном море при перекачке нефти с нефтедобывающей платформы «Statfjord A» на танкер «Navion Britannia», когда в море вылилось около 4000 т нефти. Избежать экологической катастрофы удалось только за счет природного рассеяния нефтяного пятна под действием сильного ветра и волнения. Это вторая по объему утечка нефти с платформ за всю историю нефтедобычи в Северном море. Самая крупная авария в регионе случилась в 1977 г. на платформе «Ekofisk Bravo» — тогда в море попали 12 тыс. т нефти.

Как правило, в официальной статистике учитывают только аварийные разливы нефти, которые, в отличие от газовых выбросов, легче заметить и проконтролировать. В то же время около 30 % от всех известных в мире выбросов углеводородов из морских скважин приходится на долю природного газа, причем около половины из этих эпизодов сопровождаются серьезными авариями и повреждениями буровых установок [Moore, Hamilton, 1993; Воробьев и др., 2005]. Один из катастрофических эпизодов такого рода имел место в 1985 г. в Казахстане на северо-восточном берегу Каспийского моря, где в результате аварии на одной из скважин Тенгизского месторождения в течение 14 мес. сгорело более 1,5 млрд м³ природного газа и более 3 млн т нефти [Воробьев и др., 2005]. Катастрофические выбросы газа происходили в середине 1980-х годов на акватории Азовского моря, где аварии на буровых платформах сопровождались самовозгоранием газа, его длительной утечкой в толщу воды и массовой гибелью рыбы [Патин, 1997]. Надо полагать, что аварийные ситуации с выбросами газа на платформах возникали и в других регионах. В частности, имеются указания о серии аварий при глубоководном бурении на газ в Норвежском море [Дядин, Гушев, 1998], однако какие-либо сведения по поводу экологических последствий таких событий обычно отсутствуют.

Таким образом, несмотря на относительно малые (в глобальном балансе) суммарные потери углеводородов при их добыче на шельфе, проблема аварийных ситуаций на платформах и сопутствующего загрязнения при освоении морских месторождений сохраняет свою актуальность. В некоторых случаях, как это было, например, в 2010 г. в Мексиканском заливе подобные аварии приобретают характер региональных экологических катастроф.

Эксплуатация трубопроводов. Напомним, что к настоящему времени на морском дне уложены более 150 тыс. км подводных трубопроводов для перекачки

нефти и других углеводородов. Характерно, что за последние 30 лет XX в. количество разливов нефти (объемом более 0,17 т) при ее транспортировке по трубам не только не снижалось, но, напротив, существенно возрастало — от 47 разливов в год в 1970-е гг. до 228 разливов в год в 1990-е гг. [GESAMP, 2007]. При этом количество крупных разливов (объемом более 5000 т) составляло 5 % от общего числа разливов. Указанный рост вероятнее всего связан с длительным сроком эксплуатации подводных трубопроводов во многих регионах.

Причины повреждения трубопроводов могут быть самыми разными — от дефектов материалов и коррозии труб до размыва грунта, тектонических сдвигов на дне и воздействия судовых якорей и донных тралов. Современная техника строительства и эксплуатации трубопроводов в разных, в т. ч. экстремальных, природных условиях имеет бесспорные достижения. Например, в Северном море, где общая протяженность подводных трубопроводов превышает 5 тыс. км, за 40-летнюю историю промышленной эксплуатации запасов нефти и газа зафиксированы лишь два эпизода серьезных аварий на трубопроводах с крупными разливами нефти (объемом 1000 и 1500 т) в 1980-е гг. [Haldane et al., 1992]. Эти и другие факты такого рода, хотя и свидетельствуют о достаточно высокой надежности подводных трубопроводов, тем не менее не дают оснований для полной гарантии безаварийной транспортировки углеводородов по трубам. Таких гарантий не может быть ни на суше, ни в море, что подтверждают известные примеры аварий в разных странах и регионах.

Сводные статистические данные за 1990-е гг. [GESAMP, 2007] показывают, что суммарные потери нефти при авариях на морских трубопроводах составляют в среднем 2800 т/год при общей протяженности подводных трубопроводов около 150 тыс. км [DeLuca, LeBlank, 1997]. Отсюда легко подсчитать, что осредненная удельная утечка нефти при авариях на морских трубопроводах всего мира будет составлять около **20 кг нефти на 1 км трубопровода в год**. При соотношении суммарной потери (2800 т/год) с мировым объемом добываемой на шельфе нефти (около 1,2 млрд т/год) получим относительные потери при авариях на морских трубопроводах около $2 \times 10^{-4} \%$, или **2 т на 1 млн т добываемой в море нефти**. Эта оценка несомненно является завышенной, поскольку не вся добываемая в море нефть прокачивается по морским трубопроводам.

Как показано на рис. 2.27, среди причин разрушения трубопроводов чаще всего преобладают коррозионные повреждения труб, размывы дна и механические воздействия. Наиболее вероятны аварии при перекачке нефти на платформах и вблизи от них [Etkin, 1999]. Аварийность трубопроводов обычно снижается с увеличением их диаметра, однако во всех случаях вероятность повреждений и утечек нарастает по мере старения уложенных на дне труб. Именно этим объясняется отмечаемая в последние годы в некоторых регионах тенденция к нарастанию аварийности на морских трубопроводах.

Частота аварий и утечек при повреждениях трубопроводов в море составляет, по разным оценкам, от 10^{-5} до 10^{-3} /км×год. Региональные оценки могут, естественно, сильно колебаться в зависимости от местных условий. Например, статистические данные для Северного моря за период 1970–1995 гг. свидетельствуют о фактической частоте аварий около 2×10^{-5} /км×год при 30 аварийных

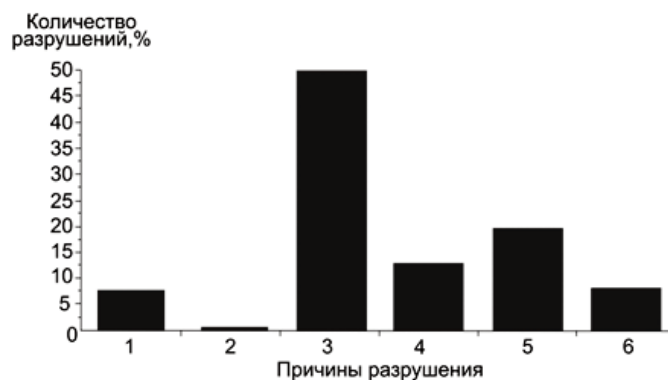


Рис. 2.27. Причины разрушения морских трубопроводов по данным мировой статистики:
 1 — отказ материала или оборудования; 2 — неправильная эксплуатация; 3 — коррозия;
 4 — размывы дна и штормы; 5 — механические повреждения; 6 — неизвестно

эпизодах за 25 лет и общей протяженности трубопроводов около 6 тыс. км [UKHSE, 1996].

Танкерные перевозки нефти. Танкерный флот насчитывает сейчас около 7000 крупнотоннажных танкеров, барж и других нефтеналивных судов разного типа, которые перевозят ежегодно около 3 млрд т нефти и нефтепродуктов, из них более 2 млрд т сырой нефти [NAS, 2003]. Более половины этого объема добывается на шельфе морей и океанов [Pickering, 1999].

Как отмечено выше, за последние 30 лет наметилась тенденция к существенному снижению числа и объемов нефтяных разливов на фоне устойчивого нарастания объемов морской добычи и перевозки углеводородов. Например, число крупных аварий танкеров с объемом разлитой нефти более 700 т сократилось за этот период более, чем вдвое [ITOPF, 2004], а общий объем аварийных разливов с танкеров снизился в мире с 1985 по 2000 г. в 7 раз [NAS, 2003].

Если исходить из приведенных в табл. 2.9 данных о среднегодовых объемах потерь нефти при авариях нефтеналивного флота (около 100 тыс. т/год) за 1990-е гг. и количества единиц этого флота (около 7000 танкеров), то осредненная удельная потеря нефти в данном случае составит **14 т на один танкер в год**. С учетом известной оценки общего количества нефти, перевозимой морскими танкерными судами (около 3 млрд т/год) [NAS, 2003], легко подсчитать, что относительные потери при авариях танкеров составляют около $3 \times 10^{-3} \%$, или **30 т на 1 млн т перевозимой в море нефти**. В США эти потери на порядок величин ниже и, по официальной статистике за период 1991–2000 гг., не превышали в среднем $3 \times 10^{-4} \%$, или 3 т на 1 млн т перевозимой нефти [API, 2000].

В соответствии с приведенными в табл. 2.12 статистическими данными, аварии танкеров ответственны за 35 % от общего объема поступления нефти в море при всех видах морской деятельности, связанной с судоходством. Наибольший вклад (около 60 %) принадлежит утечкам при погрузочно-разгрузочных работах, а также штатным операциям по сбросу балластных и льяльных вод и другим

«нормальным» операциям, которые регулируются Международной конвенцией МАРПОЛ 73/78.

По классификации Международной федерации владельцев танкеров [ИТОРФ, 2008], нефтяные разливы принято делить на три категории в зависимости от объемов утечки нефти: «малые» (менее 7 т), «средние» (от 7 до 700 т) и «крупные» (более 700 т). В качестве главных выводов из статистических данных этой организации [ИТОРФ, 2010], частично представленных на рис. 2.28 и 2.29 (вклейка) можно отметить следующее:

- из почти 10 тыс. зарегистрированных к 2010 г. нефтяных разливов в море около 80 % приходится на разливы объемом менее 7 т;
- малые и средние разливы происходят чаще всего (с вероятностью 30–40 %) в процессе штатных (в основном погрузочно-разгрузочных) операций;
- наиболее вероятными причинами крупных разливов (более 700 т) являются посадки танкеров на мель (36 %) и столкновения с другими судами (30 %).
- катастрофические разливы (более 5000 т) относятся к числу редких событий с частотой порядка 10^{-5} – 10^{-4} на один танкер в год.

Конечно, в реальных условиях аварийные ситуации складываются под влиянием разных причин и обстоятельств. При этом практически все эксперты по безопасности мореплавания отмечают, что главной первопричиной большинства (более 80 %) крупных нефтяных разливов в море является «человеческий фактор», т. е. ошибки персонала в силу некомпетентности, усталости и т. д.

Таким образом, несмотря на явную тенденцию к снижению аварийности нефтеналивного танкерного флота, аварии танкеров до сих пор остаются одним из главных источников экологического риска. Список катастрофических разливов нефти (объемом в десятки и сотни тысяч тонн каждый) достаточно внушителен (см. табл. 2.11) и может быть продолжен в любое время и в любой точке Мирового океана. Ситуация усугубляется тем, что объемы танкерных перевозок нефти за последние десятилетия быстро нарастают (см. гл. 1).

Танкерные перевозки СПГ. Для полноты картины следует напомнить, что наряду с нефтяными танкерами морские акватории бороздят около 1200 танкеров-газовозов (из них около 200 вместимостью более 60 тыс. м³), которые перевозят ежегодно около 150 млн т сжиженного природного газа (СПГ). Один из них, курсирующий сейчас у южного побережья Сахалина, показан на рис. 2.30.

Таблица 2.12
Источники и величина потерь нефти в процессе судоходства и транспортировки нефти в море в период 1988–1997 гг. [GESAMP, 2007]

Источники потерь	Потери нефти	
	т/год	%
Сброс с судов льяльных вод и нефтяных остатков	189 000	40
Аварии танкеров	158 000	35
Штатные танкерные операции	87 000	20
Очистка судов	15 000	3,5
Аварии судов (не танкеров)	5 000	1
Сухие доки	3 000	0,5
Нефтяные терминалы	Нет данных	–
Всего	460 000	100



Рис. 2.30. Гигантский танкер-газовоз для перевозки сжиженного природного газа (вместимостью около 150 тыс. м³) по проекту «Сахалин 2» (www.sakhalin.info)

За почти полувековую историю морской транспортировки СПГ не было ни одного случая гибели газозовозов и зарегистрировано всего 30 аварийных инцидентов с судами такого типа. По мнению экспертов, это позволяет считать современные танкеры-газовозы более безопасными судами нежели нефтяные танкеры [Кацман, Баскаков, 2002; Пазовский, 2009]. Герметичная система погрузки, двойные корпуса и разделение грузовых помещений на секции, жесткие требования к эксплуатации и навигации таких судов — все это существенно снижает риск (вероятность) аварий, но отнюдь не исключает их. Известны эпизоды катастрофических ситуаций, сопровождавшихся человеческими жертвами не только при авариях с танкерами-газовозами, но и на береговых отгрузочных терминалах и хранилищах СПГ. Одна из таких катастроф произошла в 2004 г. на отгрузочном терминале «Скикда» (Алжир), где в результате утечки СПГ последовали сильные взрывы и пожары, которые привели к разрушению терминала и гибели десятков людей. В 1974 г. у берегов Японии в условиях ограниченной видимости произошло столкновение газозова «Yoюо Maru» с сухогрузом. Возникший после столкновения пожар унес жизни 33 членов экипажей судов.

Экологический риск аварийных ситуаций многократно возрастает в ледовых условиях арктических и субарктических морей, причем использование ледоколов для проводки танкеров не гарантирует безопасность плавания. Об этом свидетельствует, например, аварийный эпизод в марте 2009 г. с танкером «Индига», который следовал в составе каравана за атомным ледоколом «Ямал» в Енисейском заливе. В сложной ледовой обстановке ледокол резко потерял ход и развернулся, а следовавший за ним танкер ударился о ледовую кромку и получил серьезные повреждения корпуса [Пазовский, 2009]. Аналогичный инцидент произошел в феврале 2009 г. в Татарском проливе, где при выходе из ледового поля танкер «NS Parade» повредил руль и утратил возможность маневрировать. По счастливой

случайности, в обоих случаях танкеры следовали в балласте, и аварии не привели к экологической катастрофе.

Наиболее опасные ситуации могут возникнуть при разрушении емкостей СПГ и выделении жидкого газа на поверхность моря. Такие сценарии, хотя они гораздо менее вероятны по сравнению с нефтяными катастрофами, могут завершиться так называемыми беспламенными взрывами. При этом за счет быстрого испарения СПГ при контакте с атмосферой на поверхности моря образуются глыбы льда и облака газа, что чревато последующими воспламенениями газа, взрывами и уничтожением всего живого на больших площадях [Волошин, 1989]. Остается надеяться, что такого рода сценарии никогда не станут реальностью.

Сводные оценки. В качестве резюме рассмотренных выше материалов в табл. 2.13 дана сводка осредненных статистических оценок потерь нефти при авариях на платформах, трубопроводах и танкерах. При этом были использованы последние (наиболее надежные) данные, опубликованные в докладе Национального исследовательского совета США [NAS, 2003] и отчете группы экспертов ООН по загрязнению моря [GESAMP, 2007].

Таблица 2.13

**Средние удельные потери нефти при авариях
в процессе ее добычи и транспортировки в Мировом океане
(по данным мировой статистики в конце XX в.)**

Источники разливов	Средний объем разлива, т/год	Вводные глобальные показатели	Средняя удельная потеря при авариях	Потери на 1 млн т добытой или перемещенной в море нефти, т	Число разливов на 1 млн т добытой или перемещенной в море нефти
Промысловые платформы	600	6000 платформ	100 кг/год на платформу	0,5	1*
Морские трубопроводы	2 800	150 000 км	20 кг/км×год	>2	1**
Нефтяные танкеры	100 000	7300 танкеров	14 000 кг/танкер × год	30	4×10 ^{-3***}

* Разливы объемом более 0,17 т.
 ** Разливы объемом около 3 т.
 *** Разливы объемом более 5 тыс. т.

При всей упрощенности приведенных выше осредненных мировых оценок, они тем не менее позволяют путем экстраполяции оценить средний статистический (наиболее вероятный) потенциальный риск возможных аварийных разливов в том или ином регионе. Аналогичные приближенные оценки и прогнозы могут быть сделаны на региональном уровне исходя из объемов фактической или планируемой в данном регионе (субрегионе) добыче и транспортировки нефти. Ясно, что речь идет о среднестатистических (вероятностных) оценках, основанных на экстраполяции мировых данных для конца XX в.

2.7.3. Малые разливы

В ряде работ [Патин, 1997; NAS, 2003; Olsson, 2005; UNEP, 2006] обращается внимание на ограниченность официальной статистики нефтяных разливов, которая не учитывает многочисленные источники малых утечек и сбросов нефти и нефтепродуктов в морскую среду. Речь идет как о регламентированных (штатных) операциях удаления нефтесодержащих смесей, так и о несанкционированных (нелегальных) сбросах нефтяных отходов в море. Между тем, их вклад в нефтяное загрязнение ряда регионов весьма весом и может существенно превосходить поступление нефти за счет средних и крупных аварийных разливов.

В принципе, следует различать два основных типа ситуаций, при которых происходит непреднамеренное выделение нефти в окружающую среду при любых работах и операциях по ее добыче, транспортировке и хранению в море и на побережье.

Первый тип включает серьезные инциденты и катастрофы с разливом многих сотен и тысяч тонн нефти. Как показано выше, частота таких событий невелика — от нуля до нескольких эпизодов в год в масштабе всего Мирового океана. Однако именно эти события в силу их драматичности, очевидности и наглядности пагубных последствий мгновенно попадают в фокус повышенного внимания средств массовой информации, широких кругов общественности, природоохранных движений и специалистов самых разных областей и дисциплин. Заметим, кстати, что обычно этот острый интерес угасает так же быстро, как и возникает.

Второй тип рассматриваемых ситуаций охватывает многочисленные эпизоды технологических выбросов и аварийных потерь углеводородов при бурении скважин, погрузке и разгрузке танкеров, перекачке нефти по трубам и при других операциях, которые сопровождаются относительно небольшими разливами (от нескольких литров до нескольких тонн). Вероятность таких неприятных эпизодов в данном контексте, как и в любых других сферах человеческой жизни и деятельности, подчиняется универсальному правилу: мелкие проблемы всегда возникают чаще, чем крупные. Приведем несколько примеров для иллюстрации этого правила.

- Из 10 тысяч зарегистрированных к 2010 г. нефтяных разливов в море около 80 % составляли разливы объемом менее 7 т [ITOPF, 2010].
- В зоне действия Конвенции по защите морской среды Северо-Восточной Атлантики (в основном в Северном и Норвежском морях) в 2007 г. из 515 разливов 493 разлива имели объем менее 1 т [OSPAR, 2000].
- В США за последние 30 лет XX в. примерно 95 % от всех разливов имели объемы менее 1 барреля (0,136 т), а разливы в интервале до 10 баррелей составляли 99 % от всех зарегистрированных аварийных эпизодов в море [CSB, 2002].
- Ежегодно Береговая охрана США регистрирует от 5000 до 10000 инцидентов с разливами нефти в море, большинство которых относится к категории «малых разливов» [Newman et al., 2005].
- В морских водах Канады только на атлантическом побережье ежегодно регистрируется более 2500 малых нефтяных разливов [Percy et al., 1997].

Оценка риска аварийных разливов при транспортировке нефти танкерами в Баренцевом море (по данным за 2010 г.) показала, что частота таких эпизодов с разливами более 1, 10 и 100 т составляет соответственно $2,3 \times 10^{-1}$; $4,6 \times 10^{-2}$; и $8,7 \times 10^{-3}$ в год [Журавель и др., 2006].

На шельфе Великобритании в 1990-е гг. наметилась тревожная тенденция нарастания частоты и объемов неконтролируемых утечек нефти с промысловых платформ в Северном море на фоне практически нулевой частоты аварийных нефтяных разливов. Это инициировало специальную программу по выявлению причин таких явлений и их ограничению с помощью методов оценки экологического риска [RISTEC, 2006].

Эти мелкие эпизоды выглядят незначительными и безобидными по сравнению с крупными и катастрофическими разливами, и потому, как правило, остаются вне сферы внимания общественности и прессы. В известном смысле можно утверждать, что малые нефтяные разливы — это те инциденты, о которых не пишут в газетах. Какая-то часть микроразливов вообще не регистрируется современными методами и не учитывается официальной статистикой. По мнению специалистов, утечки нефти объемом более 100 баррелей легко фиксируются в море как индивидуальные разливы, потери около 10 баррелей нефти довольно трудно обнаружить в открытых водах, тогда как микроразливы объемом менее 1 барреля практически невозможно различить на поверхности моря вдали от берегов [CSB, 2002]. Между тем в силу распространенности и регулярности таких событий они могут быть источником хронического воздействия и экологической опасности не менее серьезной, чем крупные и катастрофические разливы [Патин, 2008].

Судя по результатам глобальных статистических оценок (см. табл. 2.9), разливы при авариях грузовых судов (не танкеров) добавляют всего 7100 т нефти в год, или около 5 % от общего объема всех аварийных разливов в Мировом океане. В то же время рутинные эксплуатационные сбросы с этих же судов нефтесодержащих отходов из машинных отделений судовых двигателей (ляльные воды, нефтяные остатки) добавляют в море 270 тыс. т нефти в год (!), что почти в 1,5 раза превосходит все аварийные и неаварийные потоки при морской добыче и транспортировке нефти.

Надо отметить еще один повсеместно существующий и до сих пор слабо контролируемый источник нефтяного загрязнения моря. Речь идет о нелегальных сбросах нефтесодержащих отходов с судов самого разного типа и назначения (включая танкеры). Глобальные объемы таких сбросов остаются неизвестными, хотя, по некоторым неофициальным оценкам [Olsson, 2005], только для прибрежных вод США они могли превышать 1,5 млн т/год в начале 1990-х гг. Это в 40 раз превосходит объем катастрофического разлива при аварии танкера «Eххон Valdez» у берегов Аляски в 1989 г. Более поздние оценки для морей Европы [UNEP, 2006; IFAW, 2007] также поражают высокой частотой и большими объемами нелегальных сбросов нефти и нефтепродуктов с судов. По результатам авиационного и космического мониторинга, количество таких сбросов в европейских морях составляет не менее 3000 эпизодов в год. При этом ежегодные суммарные объемы нелегального удаления нефти колеблются в пределах от 1750 до 5000 т в Балтийском море, от 15 000 до 60 000 т в Северном море и более 400 000 т в

Средиземном море. Об интенсивности судоходства в этих регионах можно судить по данным для Балтийского и Северного морей, где постоянно присутствуют, соответственно, более 2000 и 5000 крупных судов [Pillay et al., 2004; HELCOM, 2007]. Отметим также, что через европейские моря проходят трассы танкерных перевозок с суммарным объемом перевозимой нефти более 1 млрд т/год [UNEP, 2006].

В связи с серьезностью такой ситуации в рамках Европейского Союза и региональных конвенций намечен ряд мер по усилению международного контроля и ограничению нелегальных сбросов нефти в моря (т. 2, гл. 6).

2.7.4. Оценки и прогнозы для морей России

Уже было отмечено (см. гл. 1), что в развитии нефтегазового сектора России за последнее время четко просматриваются две взаимосвязанные тенденции, имеющие прямое отношение к проблеме нефтяных разливов в море.

Одна из этих тенденций знаменует начало освоения самых крупных в мире запасов углеводородов на российском шельфе. Сейчас здесь добывается около 3 % от общего объема добычи углеводородов в России, через 15–20 лет этот показатель может возрасти до 20–30 %. Вторая тенденция, которая начала проявляться не так давно, связана с ростом объемов танкерных перевозок нефти в морях России. Выгоды экспортных поставок нефти и нефтепродуктов морским путем вполне очевидны, а в ряде регионов они являются единственно возможным каналом выхода на внешние рынки. Уже сейчас около половины добываемой в России нефти вывозится через морские порты и терминалы Баренцева, Балтийского и Черного морей. На побережье этих морей идет строительство новых, а также расширение и реконструкция старых нефтяных портов с одновременным наращиванием объемов и темпов морской транспортировки нефти. Аналогичные проекты планируются либо уже реализуются в морях Дальнего Востока, в первую очередь на шельфе Сахалина (см. гл. 1).

Ясно, что каждая из перечисленных тенденций влечет за собой повышение экологического риска и вероятности нефтяных разливов. В условиях российских морей эта ситуация усугубляется тем, что основные запасы углеводородов сосредоточены в морях Арктики и Субарктики, где их добыча и транспортировка сопряжены с дополнительными затратами и повышенными рисками аварийных ситуаций. Надо учитывать также географию основных маршрутов танкерных перевозок нефти из портов России, которые расположены в наиболее напряженных по интенсивности судоходства морях Европы, что также повышает вероятность аварийных эпизодов.

Морская добыча нефти в России ведется пока в ограниченных масштабах, и потому потенциальная опасность разливов в российских морях в настоящее время определяется в основном судоходством и транспортировкой нефти, добытой преимущественно на суше.

Быстрый рост объемов танкерных перевозок нефти и нефтепродуктов в морях России начался примерно в 2000 г. За период 2001–2005 гг. объемы экспорта нефти из российских портов увеличились в 3 раза (от 50 до 150 млн т/год), и Россия ста-

ла вторым (после Саудовской Аравии) мировым экспортером нефти [ИТОРФ, 2008]. Этот процесс развивался быстрыми темпами как на северных рубежах (Баренцево, Печорское и Балтийское моря), так и на юге (Черное море). Одновременно создавалась новая и расширялась существующая береговая инфраструктура, включая крупные нефтяные порты и терминалы. Возможности роста далеко не исчерпаны и будут реализовываться в ближайшие 10–20 лет за счет строительства и наращивания мощности магистральных трубопроводов, выходящих на побережья северных и южных морей России.

К 2005 г. морской танкерный флот российских компаний насчитывал 140 крупнотоннажных танкеров разного типа с суммарным дедвейтом около 8 млн т, а ежегодные перевозки из морских портов России достигли 300 млн т нефти и нефтепродуктов, из которых доля отечественного экспорта колебалась в пределах от 20 до 50 % [Герасимчук, 2005]. Если исходить из этого объема и экстраполировать приведенные выше последние данные мировой статистики, согласно которым аварийные потери нефти при танкерных перевозках составляют в среднем около 30 т на 1 млн т перевозимой нефти, то легко подсчитать, что суммарный объем разливов за счет аварий при транспортировке нефти из всех портов России должен составлять сейчас **около 9000 т/год**.

Из данных мировой статистики разливов конца прошлого века [GESAMP, 2007] следует, что при танкерных перевозках на каждый миллион тонн перевозимой танкерами нефти приходится примерно 2 разлива объемом более 0,17 т и 4×10^{-3} разлива объемом более 5 тыс. т. Следовательно для нашего случая (перевозка 300 млн т/год) можно ожидать **около 600 разливов объемом более 0,17 т и 1,2 разлива объемом более 5000 т ежегодно**.

К этому надо добавить сопутствующие источники поступления нефти в морскую среду, связанные с неаварийными потерями при операциях с балластными водами, погрузке и разгрузке нефти в портах и регламентированными сбросами нефтесодержащих отходов. Как показано выше, эти источники соизмеримы по объему теряемой нефти с аварийными потерями, а иногда и превосходят их. Таким образом, ориентировочный ежегодный поток нефти при всех видах (аварийных и неаварийных) потерь в морскую среду в процессе танкерных перевозок нефти из портов России в настоящее время можно принять равным **около 20 тыс. т**.

Естественно, вероятность разливов и их объемы будут существенно колебаться как между отдельными морскими регионами, так и в их пределах на субрегиональном, местном и локальном уровнях в зависимости от совокупного действия многих факторов. В первом приближении эти факторы можно разделить на две группы.

- К первой группе относятся показатели объемов, интенсивности и условий транспортировки нефти в регионе, а также расположение основных маршрутов танкерных перевозок и судоходства.
- Ко второй группе следует отнести условия и факторы, которые определяют безопасность мореплавания в регионе, включая погодные, гидрологические и климатические условия, батиметрию, геоморфологию побережья и т. д.

Точный учет всех этих факторов, многие из которых весьма изменчивы, практически невозможен, и потому речь может идти лишь о приближенных оценках

и ориентировочных прогнозах путем экстраполяции накопленных статистических данных. Опираясь на мировую статистику и наблюдения во многих других морских регионах, есть основания утверждать, что главная современная тенденция, а именно — преобладание в общем балансе нефтяных потоков в морскую среду «малых разливов» (прежде всего утечек и сбросов нефти в результате штатных технологических операций на танкерах и других судах) несомненно проявляется и на акваториях российских морей.

О широком разбросе фактических и прогнозируемых к 2010 г. объемов перевозок нефти в портах России и расчетных средних величинах возможных разовых (одиночных) нефтяных разливов можно судить по данным в табл. 2.14. Эти расчеты показывают, что наибольшие объемы разовых разливов следует ожидать в регионах Западной Арктики и Дальнего Востока, а наименьшие — в Каспийском море. Отметим, что статистическая частота средних и крупных разливов (объемом в сотни и тысячи тонн) не превышает 10^{-3} /год, т. е. один раз за 1000 лет на один танкер [IOSD, 1997; ИТОПФ, 2003]. Такого рода оценки необходимы для разработ-

Таблица 2.14

**Объемы перевозок нефти в портах России
и расчетные (прогнозируемые) объемы разовых разливов [Семанов, 2005]**

Порт	Объем перевозок нефти, тыс. т		Средний объем разлива, т*
	2004 г.	2010 г.	
Санкт-Петербург	13 560	10 000	937
Приморск	44 565	52 000	2 500
Калининград	7 981	10 000	833
Высоцк	1 555	14 000	1 250
Мурманск	6 279	6 000	3 125
Архангельск	3 680	5 000	833
Владивосток	2 372	3 000	833
Перевозная	–	60 000	3 125
Находка	6 937	15 000	2 083
Ванино	2 970	5 000	1 250
Сахалин	1 884	8 000	3 125
Камчатка	644	1 000	833
Астрахань	1 548	3 000	625
Махачкала	4 329	7 000	625
Новороссийск	77 435	110 000	2 500
Туапсе	14 719	15 000	1 250
Темрюк и Кавказ	7 723	10 000	2 083

* При условии неизменности дедефта танкеров размер разлива не будет зависеть от объема перевозок, который влияет только на частоту возможных аварий.

ки планов ЛАРН и определения требований к минимальной технической оснащённости бассейновых служб по ликвидации разливов.

Следует напомнить, что в обозримом прошлом в экономической зоне российских морей не происходили катастрофические разливы третьего уровня с объемами выделения нефти в десятки и сотни тысяч тонн, как это имело место на шельфе стран Западной Европы и во многих других морских регионах. До сих пор (начало 2013 г.) потери нефти на шельфе России в результате ее транспортировки танкерами складывались в основном из мелких и средних аварийных разливов (объемом до нескольких сотен и тысяч тонн), а также из неаварийных (эксплуатационных) утечек и нелегальных сбросов, которые тяготеют к акваториям портов, нефтяных терминалов и маршрутам судоходства в каждом регионе. Именно здесь формируются устойчивые поля нефтяных пленок и повышенных уровней содержания нефти в морской среде.

Что касается региональных ситуаций и прогнозов для отдельных морей, то они подробно рассмотрены в моей предыдущей работе [Патин, 2008], где путем экстраполяции данных мировой статистики сделаны следующие выводы относительно частоты и объемов нефтяных разливов в морях России.

- Суммарный (накопленный) объем нефтяных разливов за 40 лет планируемой разработки месторождений по проектам «Сахалин 1» и «Сахалин 2» в Охотском море может составлять около 20 тыс. т, причем максимальные аварийные потоки будут связаны с танкерными перевозками нефти.
- Аналогичная оценка для планируемой добычи нефти в Западной Арктике дает величину суммарных аварийных потерь к 2020 г. в объеме около 25 тыс. т, из них более 90 % будет приходиться на потери при авариях танкеров. При нарастании объемов танкерных перевозок нефти в Западной Арктике до 150 млн т/год объемы аварийных разливов могут составлять 4500 т/год с ежегодной частотой около 300 разливов объемом более 0,17 т и 0,5 разлива объемом более 5000 т.
- Потери нефти при всех видах операций в процессе судоходства на Балтике составляют в настоящее время около 35 тыс. т/год. Из них около 20 % приходится на аварии танкеров, 35 % на штатные танкерные операции и около 40 % на нелегальные сбросы нефтесодержащих отходов с судов. При прогнозируемом удвоении интенсивности судоходства и объемов нефтяных перевозок в Балтике к 2015 г. следует ожидать соответствующее повышение вероятности и объемов нефтяных разливов.
- При современном объеме транспортировки нефти танкерами в Черном море около 150 млн т/год и с учетом статистической удельной потери (30 т на 1 млн т перевозимой нефти) суммарный объем аварийных разливов в регионе будет составлять около 4500 т/год. Близкое по величине (или даже большее) поступление нефти в море возможно за счет эксплуатационных и нелегальных сбросов нефтесодержащих отходов с судов всех типов.
- В случае реализации планов России и Казахстана по суммарной добыче нефти в Северном Каспии в объеме около 1 млрд т за период до 2020 г., накопленный объем потенциальных нефтяных разливов за этот период должен составить здесь около 30 тыс. т. Примерно такие же объемы аварийных

потерь следует ожидать при разработке месторождений в Среднем Каспии. Суммарный объем аварийных и эксплуатационных потерь нефти при всех операциях добычи и транспортировки нефти в масштабе Каспийского региона к 2020 г. может составить около 120 тыс. т. Формирование нефтяного фона в Каспийском море существенно зависит от природных выходов углеводородов на дне, особенно в южной части моря.

Надо полагать, что по мере расширения масштабов освоения морских нефтегазовых месторождений и нарастания объемов танкерных перевозок нефти в морях России вероятность аварийных нефтяных разливов и других (неаварийных) утечек нефти в морскую среду также будет нарастать. При этом главным источником нефтяного загрязнения будет по-прежнему оставаться транспортировка нефти танкерами.

2.8. ЗАВЕРШЕНИЕ И ЛИКВИДАЦИЯ ПРОМЫСЛОВ

Рано или поздно (обычно через 30–50 лет) запасы углеводородов в пределах любого месторождения исчерпываются, и тогда возникают экологические, технические и финансовые проблемы, которые часто остаются в тени на начальных этапах нефтегазовых проектов. Речь идет о судьбе стационарных объектов инфраструктуры морского нефтегазового комплекса (МНГК), отработавших свой срок и ставших ненужными после вывода месторождения из эксплуатации. К ним относятся прежде всего морские платформы, а также подводные трубопроводы и нефтехранилища, окончания скважин на дне и некоторые другие объекты МНГК. Оставленные на дне и под водой, они неизбежно подвержены разрушению и разносу на больших площадях и представляют очевидную опасность для морской навигации, рыболовства и других видов морепользования.

2.8.1. Варианты и способы вывода из эксплуатации

Отметим прежде всего, что ликвидация крупных объектов МНГК, особенно платформ, требует больших усилий и денег, соизмеримых с теми, что были затрачены на их возведение. Так, в начале 1980-х гг. стоимость работ по демонтажу и ликвидации отработавших стационарных платформ на всех шельфах мира была оценена в объеме более 10 млрд долларов [GESAMP, 1992]. По современным оценкам, только в морях Северо-Восточной Атлантики (в основном в Северном и Норвежском морях) к 2030 г. потребуется удалить около половины из 600 работающих сейчас платформ при суммарных затратах более 30 млрд долларов. За период 1999–2009 гг. здесь были демонтированы и утилизированы на берегу 120 морских сооружений [OSPAR, 2010]. Один из крупных ликвидационных проектов в этом регионе реализуется сейчас на шельфе Норвегии, где к 2014 г. планируется удалить 9 из 15 намеченных для сноса крупных сооружений на месторождении «Ekofisk».

Варианты решений. Наиболее масштабные работы по выводу из эксплуатации объектов МНГК давно ведутся в Мексиканском заливе, где к 2000 г. ликвидировано и утилизировано на берегу более 1700 стационарных платформ и конструкций при стоимости полного удаления одной платформы до 15–20 млн долларов [MMS, 2000]. Долголетние программы по удалению отработавших установок на шельфе намечены и осуществляется сейчас в Австралии, Канаде и других морских странах.

Крайне высокая стоимость и сложность ликвидационных работ вызвали широкую дискуссию в конце XX в., особенно в США и Европейских странах, прилегающих к Северо-Восточной Атлантике, что привело к пересмотру некоторых национальных и международных регламентов в этой области [Patin, 1999; Bentham, 2002; George, 2002]. В соответствии со стандартами и правилами Международной морской организации [ИМО, 1989], установки и сооружения весом менее 4000 т, установленные на глубине менее 75 м, после вывода из эксплуатации должны полностью удаляться. Кроме того, после 1 января 1998 г. ни одна стационарная установка или сооружение не должны устанавливаться на континентальном шельфе или в пределах исключительной экономической зоны, если их конструкция не предусматривает полного демонтажа после завершения срока работы. В случае затопления таких объектов в море должны выполняться требования Лондонской конвенции по дампингу (1972 г.). Вместе с тем, для объектов, установленных до 1998 г., а также для громоздких и тяжелых сооружений возможны исключения. К числу таких исключений относится, например, частичный демонтаж морских платформ, при котором толща воды, свободная от остаточных конструкций, должна иметь глубину не менее 55 м. Примерно такой же подход принят в рамках Конвенции по защите морской среды Северо-Восточной Атлантики [OSPAR, 1998; 2010]. В документах Конвенции, наряду с акцентом на целесообразности полного удаления морских нефтегазовых сооружений, признается в отдельных случаях возможность альтернативных вариантов, включая частичный демонтаж. При этом должны учитываться возможные последствия социально-экономического, технического и экологического характера.

В принципе, существует широкий набор мер и решений по отношению к платформам и другим отслужившим свой срок объектам МНГК. Все зависит от типа объекта, его размера и веса (легкая буровая установка, тяжелая промысловая платформа из бетона и стали, оставленный на дне трубопровод, подводное окончание скважины и т. д.), а также от места его расположения (глубина, течения, интенсивность судоходства, рыбопромысловая значимость и т. д.). В качестве общего правила отметим, что чем больше размеры платформ и чем глубже в море они расположены, тем более оправдано с технико-экономических позиций оставление на месте их наиболее массивных частей, например бетонных или стальных оснований весом в десятки тысяч тонн. И наоборот — на мелководье имеет смысл поэтапно демонтировать платформы и доставлять фрагменты на берег либо удалять их в море в районах допустимого дампинга. В настоящее время в рамках Конвенции по защите морской среды Северо-Восточной Атлантики с учетом экологических и экономических факторов решается вопрос о возможности отказа от полного удаления и утилизации на берегу около 80 морских сооружений из

стали и бетона [OSPAR, 2010]. Одним из примеров такого рода может служить завершенный недавно проект по выводу из эксплуатации крупных платформ на месторождении «Frigg» в Северном море. При этом после демонтажа стальных конструкций и палубных надстроек в море остались лишь бетонные основания.

Возможны также варианты вторичного использования платформ, что широко практикуется в США (разд. 2.8.2).

Экологические аспекты. Помимо отмеченных выше мер регламентации при выводе из эксплуатации объектов МНГК, к числу природоохранных и экологических требований, предусмотренных современными международными и национальными правилами в данной области, следует отнести:

- удаление со дна выведенных из эксплуатации трубопроводов либо их захоронение на месте с предварительной промывкой;
- герметизацию (тампонирование) отработанных скважин и захоронение устьевых окончаний ниже поверхности дна;
- восстановление первоначального состояния места работ с очисткой морского дна от твердых отходов и засорения.

Выполнение последнего из этих требований не всегда возможно либо связано с очень большими затратами. Весьма показательна в этом плане ситуация в Северном море, где в результате многолетних сбросов буровых шламов на морском дне образовались залежи нефтесодержащих отложений (cuttings piles) с общей массой около 1,5 млн т и площадью более 3500 км² [Gerrard et al, 1999; Wills, 2000]. Эта тревожная ситуация была предметом многочисленных дискуссий, публикаций и международных форумов. Предлагались разные способы ликвидации этих залежей, включая подъем суспензии шламов по трубам на поверхность, закачивание их в скважины, цементирование шламов на дне и др. Ни одно из этих предложений не было реализовано из-за сомнительной эффективности предложенных операций и их высокой стоимости. В итоге, скопления бурового шлама до сих пор остаются на дне Северного моря и являются одним из источников хронического нефтяного загрязнения этого региона [OSPAR, 2010].

Среди всех факторов негативного экологического воздействия в море при ликвидации объектов МНГК особую опасность представляют взрывные работы. Полное удаление или частичный демонтаж многотонных оснований стационарных платформ из бетона и стали практически невозможно без применения взрывчатых веществ.

К сожалению, информация о влиянии взрывных волн на водные организмы достаточно скудна. В одной из немногих обзорных работ по этой теме [Side, 1992] дана классификация признаков и степени поражения рыб по мере нарастания мощности подводного взрыва, которые изменяются от слабых кровоизлияний до полостного разрыва тела рыб. В этой же работе отмечается повышенная чувствительность к действию взрывных волн рыб с крупным плавательным пузырем (к ним относятся практически все пелагические рыбы), а также обратная зависимость этой чувствительности от массы организмов. Надежные оценки и прогнозы гибели морских организмов при взрывных работах весьма затруднены даже при наличии основных исходных данных — мощности заряда, глубины, рельефа дна и др. Это связано в значительной мере с высокой неоднородностью прост-

ранственно-временного распределения морской биоты и сильной зависимостью этого распределения от видовых особенностей организмов. Последнее особенно характерно для стайного поведения пелагических рыб.

Ориентировочные расчеты показывают, что при подводных взрывах мощностью 1000–1500 кг тринитротолуола масса погибшей рыбы вероятнее всего не будет превышать 20 т при каждом взрыве. Однако достаточно попасть в зону поражения, например, косяку сельди, как эта масса может возрасти на порядок и выше [Side, Davis, 1989].

Одно из немногих известных наблюдений за поражением морских организмов в районах взрывных работ было выполнено в прибрежных водах Мексиканского залива [Gitschlag, Herczeg, 1994], где для удаления нефтяных платформ было взорвано более 12 т пластиковых зарядов. Общее число всплывших и визуально зарегистрированных особей местных видов рыб (в основном окуневых) составило около 50 тыс. экз. Фактическое число погибших рыб было, несомненно, выше, поскольку не все из них всплывали на поверхность и попадали в зону визуального контроля. Были обнаружены также погибшие морские черепахи.

Как и в случае сейсморазведки, наибольшему риску поражения от взрывных волн подвергаются организмы малых размеров, в т. ч. икра, личинки и молодь рыб. Количественные оценки таких воздействий на популяционном уровне затруднены из-за отсутствия соответствующих данных и методов. Тем не менее, есть основания для экологической регламентации взрывных работ. При этом важно не допустить их проведения в районах и в периоды, где и когда происходит массовый нерест или миграции ценных промысловых видов, аналогично тому, как это принято в ряде стран при экологическом контроле операций сейсморазведки [Kloff, Wicks, 2004; OSPAR, 2010].

Помимо взрывных работ, к числу факторов воздействия на морскую среду при выводе из эксплуатации объектов МНГК надо отнести экологические нарушения на дне при ликвидации отслуживших трубопроводов и скважин, шумовые гидроакустические эффекты в водной толще, сбросы загрязненных вод, загрязнение атмосферы. Комплексная экологическая оценка этих воздействий по материалам многолетних ликвидационных работ в Мексиканском заливе в рамках программ Службы минеральных ресурсов США [MMS, 2005] показала, что в совокупности эти воздействия относятся к категории «незначительных». В то же время отмечена потенциальная опасность таких работ для некоторых видов морских млекопитающих.

2.8.2. Вторичное использование платформ

Крайне высокая стоимость ликвидации морских платформ, соизмеримая с затратами на их сооружение, стимулировала поиски альтернативных вариантов их использования после прекращения промысловых работ. Эта тема давно и активно обсуждается в научной литературе, и уже имеется довольно обширный перечень самых различных проектов и предложений [Лапшин и др., 1990; Side, 1992; Dossena et al., 1995; Stanley, Патин, 1997; Wilson, 1997; Pickering, 1999; MMS, 2000; George, 2002; Helvey, 2002]. Среди них фигурируют варианты использования

оставленных платформ для океанографических, климатических и других исследований (мониторинг уровня моря, подводные наблюдения и др.), создания хозяйств марикультуры (выращивание морских рыб и беспозвоночных), баз любительского рыболовства и подводного плавания, оздоровительных центров и т. д., вплоть до морских ресторанов и казино.

Наиболее привлекательной из всех предложенных вариантов представляется идея использования платформ в качестве искусственных рифов. При этом возможно не только избежать экологические риски и экономические потери, неизбежные при любых способах ликвидации платформ, но и повысить биопродукционные возможности морской среды. Известно, что искусственные рифы в самых разных модификациях давно и успешно выполняют эту функцию в прибрежных водах многих морских стран [Claudet, Pelletier, 2004].

Впервые идея превращения оставленных в море платформ в искусственные рифы получила масштабную реализацию в Мексиканском заливе. В период 1950–1980 гг. здесь была обнаружена четкая положительная корреляция роста уловов рыбы и количества стационарных платформ в прибрежной зоне [Side, 1992]. Последующие ихтиологические исследования в Мексиканском заливе [MMS, 2000] и у берегов Калифорнии [Helvey, 2002; Love et al., 2003] показали, что платформы не только привлекают рыб как убежище и место нагула, но также способствуют их воспроизводству и таким образом повышают численность промысловых видов. Эти и другие аналогичные работы явились основанием для ряда проектов и общественного движения в США под девизом «От платформ к рифам» [Kaiser, Pulpispher, 2005]. В рамках этих проектов уже к 2000 г. около 150 платформ в Мексиканском заливе были трансформированы в искусственные рифы с положительным эффектом для рыбных запасов и местного рыболовства. В совокупности эти конструкции являются сейчас самым крупным в мире антропогенным рифом регионального масштаба. Аналогичные проекты разрабатываются в последнее время на шельфе Калифорнии [Love et al., 2005], а также в некоторых странах, например в Италии и Австралии. В таких случаях всегда предусматривается картирование и районирование акваторий с нанесением мест расположения платформ, трубопроводов и других оставленных на дне объектов. Кроме того разрабатываются системы мониторинга, оповещения и других мер для контроля ситуации и обеспечения безопасности мореплавания в регионе.

Несмотря на описанный выше положительный опыт, вопрос об эффективности использования отработанных нефтяных платформ в качестве искусственных рифов для повышения биопродукционного потенциала и рыбопродуктивности морских вод до сих пор остается дискуссионным. Не вполне ясно, например, насколько эффект привлечения рыб к платформам влияет на воспроизводство и численность популяций. Желаемый эффект может быть получен далеко не всегда и не везде. Например, в Северном и Норвежском морях до сих пор не отмечена какая-либо положительная связь между количеством платформ (их здесь около 600) и состоянием рыбных запасов. Вероятно, надо учитывать климатические и другие природные условия того или иного региона, влияние которых на популяции промысловых видов может намного превосходить любой рифовый эффект от присутствия в море платформ.

Выводы

1. Освоение морских нефтегазовых месторождений является одним из наиболее масштабных и многоплановых видов деятельности на шельфе и включает в себя геолого-геофизические изыскания, разведочные бурения, обустройство месторождения, промысловые работы и ликвидацию промысла. Каждый из этих этапов сопровождается набором определенных факторов воздействия и соответствующими физическими, химическими и биологическими нарушениями в морской среде. К числу наиболее опасных и повсеместно распространенных факторов воздействия МНГК на морскую среду следует отнести нефтяные разливы, инвазию чужеродных видов и удаление пластовых вод.

2. Масштабы современных нефтепромысловых работ на региональном уровне характеризуются ежегодным бурением сотен и тысяч скважин, установкой и ликвидацией десятков и сотен платформ и других сооружений, прокладкой сотен и тысяч километров подводных трубопроводов, сбросом в море миллионов тонн пластовых вод, буровых и других отходов. При длительном освоении крупных месторождений локальные воздействия могут сопрягаться и формировать поля площадных нарушений. Их характер и интенсивность зависят от сочетания многих природных и техногенных факторов.

3. К числу основных факторов физического воздействия на морскую среду относится замутнение воды (повышение содержания взвеси) на всех этапах разработки месторождений (особенно при строительстве платформ, прокладке трубопроводов и сбросе буровых отходов), а также сейсмосигналы (упругие колебания), излучаемые во время сейсмических съемок. Расширение масштабов сейсморазведки во многих регионах может быть одной из причин наблюдаемого сейчас повышения уровня антропогенных шумов в море.

4. Практика бурения морских скважин предусматривает использование нетоксичных буровых растворов на водной основе с периодическим или непрерывным сбросом жидких и твердых отходов в море. Объемы таких сбросов обычно составляют около 1000 м³ отработанных буровых растворов и примерно в 2–3 раза меньшее количество шлама на каждую скважину глубиной до нескольких тысяч метров. В ряде стран введен полный запрет (нулевой сброс) на удаление отходов буровых работ.

5. Главным источником загрязнения моря на этапе промысловых работ являются пластовые воды. Их количество колеблется в очень широких пределах (от 100 м³/сут для одной скважины до 10000 м³/сут для платформ) и постепенно нарастает по мере исчерпания запасов углеводородов. Для пластовых вод характерна высокая минерализация, многокомпонентность и сильная изменчивость их химического состава, а также присутствие углеводородов нефти. Современная техника сепарации позволяет очистить пластовые и другие технологические воды до уровней содержания нефти в пределах 10–100 мг/л. После очистки пластовые воды сбрасываются в море либо закачиваются в скважины.

6. Значительная часть (до 30 %) от общих объемов морской добычи газа сжигается в факельных системах и газогенераторах на платформах, что служит одним

из источников загрязнения атмосферы, однако количественные оценки потоков наиболее опасных продуктов сгорания до сих пор отсутствуют.

7. В последние десятилетия наблюдается тенденция к снижению объемов нефтяных разливов при всех операциях МНГК на шельфе. Тем не менее «дамоклов меч» аварийных ситуаций, в т. ч. катастрофических, всегда будет висеть над районами добычи и транспортировки углеводородов в море. Из глобальных статистических данных следует, что средние удельные объемы разливов составляют ежегодно: около 100 кг нефти с каждой промысловой платформы, около 20 кг нефти с каждого километра подводного трубопровода и около 14000 кг нефти с каждого нефтяного танкера.

8. Современное нефтяное загрязнение моря формируется в значительной мере за счет малых разливов и утечек нефти при обычных (штатных) операциях в процессе добычи и транспортировки углеводородов, а также в результате нелегальных сбросов нефти и нефтепродуктов с судов.

9. Реальные риски нефтяных разливов в российских морях в настоящее время определяются в основном судоходством и транспортировкой нефти, добытой преимущественно на суше. Суммарный ежегодный поток нефти при всех видах (аварийных и неаварийных) потерь в морскую среду в процессе танкерных перевозок нефти из портов России в настоящее время можно принять равным около 20 тыс. т.

10. Одна из глобальных проблем морского нефтегазового комплекса связана с решением вопроса о судьбе стационарных нефтяных платформ и подводных трубопроводов после завершения срока их эксплуатации. Количество таких платформ в мире исчисляется многими тысячами объектов, протяженность трубопроводов — десятками тысяч километров, а стоимость их демонтажа и ликвидации — миллиардами долларов. Среди альтернативных вариантов наибольший интерес представляет использование нефтяных платформ в качестве искусственных рифов.

ЛИТЕРАТУРА

- Балаба В.И.* Обеспечение экологической безопасности строительства скважин на море // Бурение и нефть.— 2004.— № 1.— С. 18–21.
- Бамбуляк А., Францен Б.* Транспортировка нефти из российской части Баренцева региона.— Сванхольд Экологический Центр, 2005.— 91 с.
- Богоявленский В.И., Богоявленский И.В.* Стратегия, технологии и технические средства поиска, разведки и разработки морских месторождений в Арктике // Вестник МГТУ.— 2014.— Т. 17, № 3.— С.437–451.
- Борисов В.М., Пономаренко В.П., Осетрова Н.В., Семенов В.Н.* Биоресурсы Баренцева моря и проект освоения Штокмановского газоконденсатного месторождения // Рыбное хозяйство.— 1995.— № 1.— С. 12–28.
- Веденев А.И.* О влиянии прибрежной сейсморазведки на нерестовые и покатные миграции лосося на острове Сахалин // Рыболовство в условиях освоения углеводородных ресурсов континентального шельфа. Тез. докл. Междунар. конф.— Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2009.
- Веденев А.И.* Анализ влияния морской и прибрежной сейсморазведки и бурения скважин на миграцию лосося на о. Сахалин.— М.: Всемирный фонд охраны дикой природы (WWF), 2010.— 19 с.
- Векилов Э.Х., Полонский Ю.М.* Влияние сейсморазведки на морскую биоту // Охрана водных биоресурсов в условиях интенсивного освоения нефтегазовых месторождений на шельфе и внут-

- ренных водных объектах Российской Федерации.— М.: Экономика и информатика, 2000.— С. 21–24.
- Волошин В.И.* Загрязнение морской среды судами.— Л.: Гидрометеиздат, 1989.— 272 с.
- Воробьев Ю.Л., Акимов В.А., Соколов Ю.И.* Предупреждение и ликвидация аварийных разливов нефти и нефтепродуктов.— М.: Ин-октаво, 2005.— 368 с.
- Вяхирев Р.И., Никитин Б.А., Мирзоев Д.А.* Обустройство и освоение морских нефтегазовых месторождений.— М.: Изд-во Акад. горн. наук.— 1999.— 373 с.
- Герасимчук И.* Танкерные перевозки: различия западной и российской моделей и их экологические последствия // Конференция «Экологическая и техногенная безопасность инфраструктуры для транспортировки российской нефти и нефтепродуктов» (Москва, 26–27 сентября 2005 г.) — М., 2005.— 10 с.
- Горяинов Ю.А., Федоров А.С., Васильев Г.Г.* Морские трубопроводы.— М.: ООО «Недра Бизнесцентр», 2001.— 131 с.
- Дядин Ю.А., Гуцев А.Л.* Газовые гидраты // Соросовский Образовательный Журнал.— 1998.— № 3.— С. 55–64.
- Журавель В.И., Мансуров М.Н., Маричев А.В.* Риск возникновения и организация ликвидации разливов нефти при танкерных перевозках в Баренцевом море // Материалы Международной конференции «Нефть и газ Арктического шельфа» (Мурманск, 15–17 ноября 2006 г.)— Мурманск, 2006.
- Золотухин А.Б.* Освоение нефтегазовых ресурсов арктического шельфа России: цели, задачи и опыт Норвегии // Материалы Всероссийской конференции «Морская деятельность России: ключевые проблемы развития».— М., 2007.
- Кацман Ф., Баскаков С.* Безопасность и охрана морской транспортировки газа // Морской флот.— 2002.— № 2.
- Кочергин И.Е., Богдановский А.А., Гаврилевский А.В., Гаврилова Т.А., Сергушева О.О., Ройл Д.Дж.* Характеристика воздействий сбросов сточных вод на морскую среду при разработке нефтегазовых месторождений на шельфе Сахалина // Гидрометеорологические и экологические условия дальневосточных морей: оценка воздействия на морскую среду. Вып. ДВНИГМИ № 3.— Владивосток: Дальнаука, 2000.— С. 178–189.
- Латишин О.М., Карпенко Э.А., Настюков А.Б.* Мировой опыт вторичного использования морских стационарных платформ Каспийского бассейна в условиях марикультуры. — М.: ВНИРО, 1990.— 97 с.
- Лоран Д.Дж., Сергушева О.О., Симонова С.Н., Роял Д.Дж.* Стратегия охраны окружающей среды при освоении нефтегазовых месторождений по проекту «Сахалин-2».— Южно-Сахалинск: Сахалин Энерджи, 2001.— 25 с.
- Мазур И.И.* Экономика должна быть экологичной // Нефть России.— 1997.— № 10.— С. 3–6.
- Матишов Г.Г.* Общие причины кризисных явлений в экосистеме морей Северной Европы // Экологическая ситуация и охрана флоры и фауны Баренцева моря.— Апатиты: Изд-во Кольского филиала АН СССР, 1991.— С. 8–30.
- Матишов Г.Г., Никитин Б.А. (ред.)*. Научно-методические подходы к оценке воздействия нефтегазодобычи на экосистемы морей Арктики (на примере Штокмановского проекта).— Апатиты, 1997.— 391 с.
- Матишов Г.Г., Никитин Б.А., Сочнев О.Я.* Экологическая безопасность и мониторинг при освоении месторождений углеводородов на арктическом шельфе.— М.: Газоил пресс, 2001.— 232 с.
- Михайлова Л.В.* Химическое загрязнение – одна из основных экологических проблем Обь-Иртышского региона // Пути и средства достижения сбалансированного эколого-экономического развития в нефтяных регионах Западной Сибири.— Нижневартовск: Уральский рабочий, 1995. С. 43–46.
- Михайлова Л.В., Рыбина Г.Е., Акатьева Т. Г.* Экологическая опасность отходов бурения в нефтедобывающих районах Тюменской области//Охрана водных биоресурсов в условиях интенсивного освоения нефтегазовых месторождений на шельфе и внутренних водных объектах Российской Федерации/Сборник материалов Международного семинара.— М.: Экономика и информатика, 2000.

- ММБИ (Мурманский морской биологический институт). Оценка воздействия на окружающую среду поисково-оценочных работ на нефть и газ на структуре «Варандей-море» в юго-восточной части Баренцева моря.— Мурманск, 1996.— 60 с.
- Осадчий А. Нефть и газ российского шельфа: оценка и прогнозы // Наука и жизнь.— 2006.— № 7.
- Отчет ЭСПРО по проекту «Северный поток». Материалы оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС) проекта «Северный поток» для консультаций в рамках Конвенции ЭСПО.— Нестехническое резюме, 2009.
- Пазовский В.М. Перспективы развития мировых танкерных перевозок и обеспечение их безопасности // Материалы конференции «Безопасность судоходства в Дальневосточном бассейне».— Владивосток: МГУ им. адмирала Г.И. Невельского, 2009.
- Патин С.А. Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа.— М.: Изд-во ВНИРО, 1997.— 350 с.
- Патин С.А. Колтюбинг как средство решения природоохранных проблем при освоении нефтегазовых месторождений в море и на суше: взгляд эколога // Время колтюбинга.— 2003.— № 1.— С. 20–22.
- Патин С.А. Оценка техногенного воздействия на морские экосистемы и биоресурсы при освоении нефтегазовых месторождений на шельфе // Водные ресурсы.— 2004.— Т.31, № 4.— С. 451–460.
- Патин С.А. Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы.— М.: Изд-во ВНИРО, 2008.— 510 с.
- Патин С.А. Решения экологических проблем при освоении морских нефтегазовых месторождений: анализ национального и международного опыта // Нефтегазовые технологии.— 2015.— № 2.— С. 21–31.
- Проект «Сахалин 1». Обоснование экологической безопасности при буровых работах на месторождении Аркутун-Даги в 1998 г.— Эксон Нефтегаз Лимитед.— 1998.
- Проект «Сахалин 1». Обоснование экологической безопасности при буровых работах на месторождении Чайво в 1999 г.— Эксон Нефтегаз Лимитед.— 1999.
- Проект «Сахалин 1». Варианты транспортировки нефти и газа. Предварительный анализ природоохранных аспектов.— М.: Экоцентр МГУ, 2000.
- Проект «Сахалин 2». Техничко-экономическое обоснование (ТЭО) Пильтун-Астохского лицензионного участка (Этап 1. Астохская площадь). Т.9. Охрана окружающей среды.— 1998.
- Проект «Сахалин 2». Воздействие на окружающую среду от перемещения и сброса грунта при работах по дноуглублению в заливе Анива, выполненных в 2003–2005 гг.— М., 2005.
- Руководство по ОСЗТ. Руководство по охране окружающей среды, здоровья и труда. Разработка морских нефтегазовых месторождений.— Международная финансовая корпорация, Группа Всемирного Банка.— 2007.— 34 с.
- Селин В.С., Виноградов А.Н. Масштабы морских перевозок в Западной Арктике (прогнозная оценка на 2010–2030 гг.) // Материалы Международной конференции «Нефть и газ Арктического шельфа» (Мурманск, 15–17 ноября 2008).— Мурманск, 2008.
- СМНГ-Шельф (Сахалинморнефтегаз-Шельф). Строительство поисковой скважины № 1 на площади Астрахановская-море. Т.1. Охрана окружающей среды и оценка воздействия на окружающую среду.— Южно-Сахалинск, 1999.
- Смит Дж.П., Айерс Р.С., Тайт Р.Д. Выводы по результатам исследования экологического воздействия сбросов бурового раствора и шлама в морскую среду // Материалы международного семинара по проблеме оценки ущерба от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе.— М.: РАН, 1999.— С. 48–51.
- Яблоков А. Авария под Усинском // Экологический мониторинг.— 1995.— № 1.— С.8.
- Anderson C.M., LaBell R.P. Update of comparative occurrence rates for offshore oil spills // Spill Science and Technology Bulletin, Elsevier.— 2000.— Vol. 6, No. 5/6.— P. 303–321.
- AMSA (Arctic Marine Shipping Assessment). Identification of Arctic marine areas of heightened ecological and cultural significance.— AMSA Report, 2012.— 180 p.
- Andrew R.K., Howe B.M., Mercer J.A., Dzieciuch M.A. Ocean ambient sound: Comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast // Acoustic Research Letters Online.— 2002.— Vol. 3, No. 2.— P. 65–70.

- API (American Petroleum Institute). Oil and natural gas transportation: tankers, pipelines, trucks, rails.— API, 2005.
- Arctic Council. Arctic offshore oil and gas guidelines.— Protection of the Arctic Marine Environment Working Group, 2009.— 90 p.
- Arctic . Arctic marine shipping assessment report.— Tromsø, Norway: PAME (Protection of the Arctic Marine Environment), 2009.— 194 p.
- Ayers R.C. The fate and effects of drilling discharges in the marine environment // Proceedings of the Sakhalin Offshore Environmental Conference.— Yuzhno-Sakhalinsk, Russia.— September 1994.
- Bambulyak A., Frantzen B. Oil transport from the Russian part of the Barents Region. Status per January 2009.— The Norwegian Barents Secretariat and Akvaplan-niva (Norway), 2009.— 97 p.
- BEG (Badger Explorer Group). Annual Report.— Stavanger: Badger Explorer ASA, 2010.
- Bentham R. The North Sea: problems of de-commissioning // Marine Policy.— 2002.— Vol. 11.— P. 313–315.
- Birch R., Glaholt R., Lemon D. Noise measurements near an underwater gas pipeline at Secret Cove British Columbia.— Report by ASL Environmental Sciences Inc., Sidney BC, and TERA Environmental Consultants Ltd, Calgary Alberta for Georgia Strait Crossing Pipeline Ltd, 2000.— 10 p.
- Birklund J., Wijsman J.W.M. Aggregate extraction. A review on the effect on ecological functions.— Report prepared for EC Fifth Framework Programme Project SANDPIT.— 2005.— 55 p.
- Booman C., Dalen J., Leivestad H., Levsen A., van der Meeren T., Toklum K. Effects of sounds from geophysical survey on eggs, larvae and juvenile of marine fish // Fiskeri og Havet.— 1996.— No. 3.— 82 p. (Norwegian).
- Buchan G., Allan R. The impact on the fishing industry // North Sea oil and the environment. Developing oil and gas resources, environmental impacts and responses.— London and New York: Elsevier Applied Science, 1992.— P. 459–480.
- Burke Ch.J., Veil J.A. Synthetic-based drilling fluids have many environmental pluses // Oil and Gas Journal.— Nov.1995.— P. 59–64.
- Cairns W.J. (ed.). North Sea oil and the environment. Developing oil and gas resources, environmental impacts and responses.— London and New York: Elsevier Applied Science, 1992.— 722 p.
- Cairns W.J. Mitigation by design // North Sea oil and the environment: developing oil and gas resources, environmental impacts and responses.— London and New-York: Elsevier Applied Science, 1992. – P.281–332.
- Candler J., Hebert R., Leuterma A.J.J. Effectiveness of a 10-day ASTM Sediment Test to screen drilling mud base fluids for benthic toxicity // Proceedings of SPE/EPA Exploration and Production Environmental Conference.— Dallas, TX, March 3–5, 1997.
- Chegwidden A., Fisher S.J., Alexander R., Kagi R.I. The fate of hydrocarbons associated with drilling from the North Rankin 'A' gas and condensate platform, Western Australia // APEA Journal.— 1993.— P. 386–393.
- Claudet J., Pelletier D. Marine protected areas and artificial reefs: a review of the interactions between management and scientific studies // Aquatic Living Resources.— 2004.— Vol. 17.— P. 129–138.
- Corbett J.J., Lack D.A., Winebrake J.J., Harder S., Silberman J.A., Gold M. Arctic shipping emissions inventories and future scenarios // Atmospheric Chemistry and Physics.— 2010.— Vol. 10.— P. 9689–9704.
- Cranswick D. Brief overview of Gulf of Mexico OCS oil and gas pipelines: installation, potential impacts, and mitigation measures.— OCS Report MMS 2001-067.— 2001.— 25 p.
- CSB (County of Santa Barbara, USA). Natural oil seeps and oil spills.— County of SB, Energy Division.— 2002.— 28 p.
- Daan R., Mulder M. On the short-term and long-term impact of drilling activities in the Dutch sector of the North Sea // ICES Journal of Marine Science.— 1996.— Vol. 53.— P. 1036–1044.
- Dalen J. Impact of seismic impulsive energy on marine organisms // Workshop on offshore oil activities and fisheries interactions.— Swakopmund, Namibia.— 1994.— P. 60–75.
- Dalen J. Effects of seismic surveys on fish, fish catches and sea mammals. Report for the Cooperation group.— Fishery Industry and Petroleum Industry Report No. 2007-0512.— 2007.
- Daniels C.B. Synthetic-based drilling fluids: an assessment of the spatial distribution of toxicants in sediments from Gulf of Mexico drilling platforms // US EPA, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Gulf Ecology Division.— 1998.— 10 p.

- Davies J.M., Kingston P.F. Sources of environmental disturbance associated with offshore oil and gas developments // North Sea oil and the environment: developing oil and gas resources, environmental impacts and responses.— London and New York: Elsevier Applied Science, 1992.— P. 417–440.
- Dossena G., Ratti S., Cannavacciuolo A., Sebastiani G. Research on the impact of hydrocarbons. Exploration and production activities in the Adriatic Sea // Les mer tributaires de Mediterranee // Bulletin de l'Institut oceanographique, Monaco.— 1995.— Numero special 15.— CIESM Science Series No. 1.— P. 203–214.
- DNV (Det Norske Veritas). Shipping across the Arctic Ocean // Research and Innovation, Position Paper 04-2010.— 2010.— 22 p. (www.dnv.com)
- DTI (Department of Trade and Industry, UK). Strategic Environmental Assessment. Area North and West of Orkney and Shetland.— Department of Trade and Industry (UK), 2003.— 210 p.
- Engås A., Løkkeborg S., Ona E., Soldal A.V. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) // Can. J. Fish. Aquat. Sci.— Vol. 53.— 1996.— P. 2238–2249.
- EPA (US Environmental Protection Agency). Assessment of environmental fate and effects of discharges from offshore oil and gas operations. US EPA, 440/4-85/002.— 1985.
- Etkin D.S. Analysis of oil spill trends in the United States and worldwide // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2001.— P. 1291–1300.
- Etkin D.S., Nauke M., Koefoed J., Johnston P., Wells P., Campbell J., Meyer T., Grey C. Estimates of oil entering the marine environment in the past decade: GESAMP Working Group 32 Project // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 1999.— 25–30 p.
- European Commission. Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council on safety of offshore oil and gas prospection, exploration and production activities.— Brussels: European Commission, 2011.— 162 p.
- Fraser G.S., Russell J., Von Zharen W.M. Produced water from offshore oil and gas installations on the grand banks, Newfoundland and Labrador: are the potential effects to seabirds sufficiently known? — Marine Ornithology.— Vol. 34.— P. 147–156.
- Friedheim J.E., Conn H.L. Second generation synthetic fluids in the North Sea: are they better? // Proceedings of SPE 33061 presented at ADDUCE/SPE Drilling Conference.— New Orleans, LA.— March 12–15, 1996.— 18 p.
- Fugro Structural Monitoring. Subsea acoustic emissions, vibrations, and temperature survey.— Report prepared for Project Consulting, Inc.— Glasgow, 2003.— 21 p.
- George C. Removal of offshore platforms and the development of international standards // Marine Policy.— 2002.— Vol. 13.— P. 249–265.
- Gerrard S., Grant A., London C., Marsh R. Drill cuttings piles in the North Sea: Management options operations during platform decommissioning // UEA Centre for Environmental Risk, Research Report.— 1999.— No. 31.— 224 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). The state of the marine environment.— Oxford: Blackwell Scientific Publications Ltd, 1992.— 128 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Impact of oil and related chemicals and wastes on the marine environment // GESAMP Reports and Studies.— 1993.— No. 50.— 180 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). A Sea of Trouble // GESAMP Reports and Studies.— 2001.— No. 70.— 35 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Estimates of oil entering the marine environment from sea-based activities // GESAMP Reports and Studies — 2007.— No. 75.— 96 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Pollution of the open ocean: a review of assessments and related studies // GESAMP Reports and Studies.— 2009.— No. 79.— 64 p.
- Gitschlag G.R., Herczeg B.A. Sea turtle observation at explosive removals of energy structures // Marine Fisheries.— 1994.— Vol. 56, No. 2.— P. 1–8.
- Grieb T.M., Donn T.E., Collins J., Radde J., Perez C., Smith J.B., Rowe G., Scott S., Ririe G.T. Effects of subsea processing on deepwater environments in the Gulf of Mexico.— U.S. Dept. of the Interior, Minerals

- Management Service. Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. OCS Study MMS 2008-022.— 2008.— 66 p.
- Groot S.J. de. The physical impact of marine aggregate extraction in the North Sea // *ICES Journal of Marine Science*.— 1996.— Vol. 53.— P. 1036–1044.
- Haldane D., Reuben R.L., Side J.C. Submarine pipelines and the North Sea environment // *North Sea oil and the environment: developing oil and gas resources, environmental impacts and responses*.— London and New-York: Elsevier Applied Science, 1992.— P. 481–522.
- HELCOM (Helsinki Commission). Baltic Marine Environment Protection Commission. Report on illegal discharges observed during aerial surveillance in 2006.— Helsinki: HELCOM, 2007.— 11 p.
- Helvey M. Are southern California oil and gas platforms essential fish habitat? // *ICES Journal of Marine Science*.— 2002.— Vol. 59.— P. 266–271.
- Huijjer K. Trends in oil spills from tanker ships 1995–2004 // 28th Arctic and Marine Oilspill Program (AMOP) Technical Seminar (7–9 June 2005, Canada).— 2005.— 15 p.
- IAOGP (International Association of Oil and Gas Producers). Aromatics in produced waters: occurrence, fate and effects, and treatments // *IAOGP Report No. 1/20.324*, 2002.— 25 p.
- IAOGP (International Association of Oil and Gas Producers). Environmental aspects of the use and disposal of non aqueous drilling fluids associated with offshore oil and gas operations // *IAOGR Report No. 342*, 2003.— 105 p.
- IAOGP (International Association of Oil and Gas Producers). Environmental performance indicators 2012 data // *IAOGR Report No. 2012e*, 2013.— 54 p.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment.— Copenhagen: ICES, 1995.— 105 p.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment.— Copenhagen: ICES, 1999.— 375 p.
- ICTA (International Coiled Tubing Association). An introduction to coiled tubing. History, applications, and benefits.— 2010 (www.icota.com).
- IFAW (International Fund for Animal Welfare). Chronic Oil Pollution in Europe. A status report.— Royal Netherlands Institute for Sea Research, 2007.— 84 p.
- IMO (International Maritime Organization). Guidelines and standards for the removal of offshore installations and structures on the continental shelf and in the Exclusive Economic Zone.— London: IMO, 1989.
- IMO (International Maritime Organization). MARPOL 73/78. Consolidated Edition 2002.— London: IMO, 2002.— 511p.
- IMO (International Maritime Organization). Ballast Water Management Convention.— London: IMO, 2004.
- IOSD (International Oil Spill Database). Oil Spill Intelligence Report.— 1997.
- IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association). Alien invasive species and the oil and gas industry. Guidance for prevention and management.— London: IPIECA, 2010.— 83 p.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). Western gray whales: status, threats and the potential for recovery.— Report of the Western Gray Whales Range Wide Workshop (21 - 24 September 2008, Tokyo, Japan).— 2008.— 44 p.
- ITOPF (International Tanker Owners Pollution Federation). A summary of the risk of oil spills and the state of preparedness in UNEP Regional Sea Areas.— London: ITOPF, 2003.
- ITOPF (International Tanker Owners Pollution Federation). ITOPF Handbook 2008/2009.— London: ITOPF, 2008.— 54 p.
- ITOPF (International Tanker Owners Pollution Federation). Oil spill statistics (1970–2009).— London: ITOPF, 2010.— 10 p.
- Jennings S., Kaiser M.J. The effects of fishing on marine ecosystems // *Advances in Marine Biology*.— 2004.— Vol. 34.— P. 203–320.
- Johnstone R. Seismic and fish — research results and regulatory advise.— Aberdeen: Fisheries Research Services (FRS), Marine Laboratory, 1999.
- Kaiser M.J., Pulsipher A.G. Rigs-to-reefs programs in the Gulf of Mexico // *Ocean Development and International Law*.— 2005.— No. 36.— P. 119–134.

- Kingston P.F. The North Sea oil and gas industry and the environment // Proceedings Financial Times Conference on North Sea oil and gas.— London: Financial Times, 1991.— P. 19.1–19.6.
- Kloff S., Wicks C. Environmental management of offshore oil development and maritime oil transport.— A background document for stakeholders of the West African Marine Eco Region, 2004.— 73 p.
- Kroh K., Conathan M., Huvos M. Putting a freeze on Arctic Ocean drilling. America's inability to respond to an oil spill in the Arctic.— Washington, DC: Center for American Progress, 2012.— 38 p.
- Lewis L.J., Davenport J., Kelly T.C. A study of the impact of a pipeline construction in estuarine benthic invertebrate communities // Estuarine, Coastal and Shelf Science.— 2002.— Vol. 55.— P. 213–221.
- Lincoln D. Sense and nonsense: the environmental impacts of exploration on marine organisms offshore Cape Breton. Submission to the Public Review Commission for the Sierra Club Canada.— Cape Breton Island, Nova Scotia.— 2002.— 17 p.
- Love M. S., Schroeder D.M., Nishimoto M.M. The ecological role of oil and gas production platforms and natural outcrops on fishes in southern and central California: a synthesis of information.— U. S. Department of the Interior, U. S. Geological Survey, Biological Resources Division, Seattle, Washington, OCS Study MMS 2003-032.— 2003.
- Love M.S., Schroeder D.M., Lenarz W.H. Distribution of bocaccio (*Sebastes paucispinis*) and cowcod (*Sebastes levis*) around oil platforms and natural outcrops off California with Implications for larval production // Bull. Mar. Sci.— 2005.— Vol. 77.— P. 397–408.
- McCauley R.D. Seismic surveys // Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia.— Sydney: Australian Petroleum Exploration Association, 1994.— P. 21–100.
- McFarlane K., Nguyen V.T. Deposition of drill cuttings on the seabed // Oil and gas exploration and production. Part 2.— Richardson, Texas: Society of Petroleum Engineers of AIME, 1991.— P. 455–464.
- MMS (Minerals Management Service, US Department of the Interior). Outer continental shelf natural gas and oil resource management program: Cumulative effects (1987–1991).— OCS Report MMS 95-0007.— 1995.— 220 p.
- MMS (Minerals Management Service, US Department of the Interior). Federal offshore statistics: 1995.— OCS Report MMS 97-0007.— 1997.
- MMS (Minerals Management Service, US Department of the Interior). Rigs-to-reefs policy, progress, and perspective.— OCS Report MMS 2000-073.— 2000.
- MMS (Minerals Management Service, US Department of the Interior). Structure-removal operations on the Outer Continental Shelf of the Gulf of Mexico. Programmatic environmental assessment.— MMS, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA.— 2005.
- MMS (Minerals Management Service, US Department of the Interior). Effects of subsea processing on deep-water environments in the Gulf of Mexico.— MMS, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA.— 2008.— 66 p.
- Monk D.C., Cormack D. The management of acute risks. Oil spill contingency planning and response // North Sea oil and the environment: developing oil and gas resources, environmental impacts and responses.— London and New York: Elsevier Applied Science, 1992.— P. 619–642.
- Moore B., Hamilton T. Shallow gas hazard — the HSE perspective // Petroleum Review.— 1993.— Vol. 47, No. 560. — P.403–407.
- Muschenheim D.K., Milligan T.G. Flocculation and accumulation of fine drilling waste particulates on the Scotian Shelf (Canada) // Mar. Pollut. Bull.— 1996.— Vol. 32, No. 10.— P. 740–745.
- NAS (National Academy of Sciences). Oil in the sea III: Inputs, fates, and effects. National Research Council.— Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003.— 265 p.
- Neff J.M. Fates and effects of drilling mud and produced water discharges in the marine environment // Proceedings of the International Seminar on environmental impacts of the offshore oil and gas industry.— Moscow, 1998.— 15 p.
- Neff J.M., McKelvie S., Ayers, Jr. R.C. Environmental impacts of synthetic based drilling fluids.— Report prepared for MMS (U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region).— New Orleans, LA., 2000.— 118 p.
- NERI (National Environmental Research Institute). Oil exploration in the Fylla area: An initial assessment of potential environmental impacts // NERI Technical Report.— No. 156.— 1996.— 60 p.
- Newman K.S., Manen C.-A., Kinner N.E. Research needs in oil spill response // Proceedings of the 2005 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2005.

- Olsson E.H.* Small spills... cause for concern // Proceedings of the 2005 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2005.
- OSIR* (Oil Spill Intelligence Report). International Oil Spill Statistics: 2000.— Cutter Information Corp., 2001.— 36 p.
- OSPAR* (Oslo and Paris Convention). Decision 98/3 on the disposal of disused offshore installation.— London: OSPAR Commission, 1998.
- OSPAR* (Oslo and Paris Convention). Quality status report 2000 for the North East Atlantic.— London: OSPAR Commission, 2000.
- OSPAR* (Oslo and Paris Convention). Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment.— London: OSPAR Commission, 2009.
- OSPAR* (Oslo and Paris Convention). Assessment of impacts of offshore oil and gas activities in the North-East Atlantic.— London: OSPAR Commission, 2009a.
- OSPAR* (Oslo and Paris Convention). Assessment of the impacts of shipping on the marine environment — London: OSPAR Commission, 2009b.
- OSPAR* (Oslo and Paris Convention). Quality status report 2010 for the North East Atlantic.— London: OSPAR Commission, 2010.
- Patin S.A.* Environmental impact of the offshore oil and gas industry.— New York: EcoMonitor Publ., 1999.— 435 p.
- Patin S.A.* Environmental impact of crude oil spills // Encyclopedia of Energy.— Elsevier Science, 2004.— V. 1.— P. 737–748.
- Percy R.J., LeBlanc S.R., Owens E.H.* An integrated approach to shoreline mapping for spill response planning in Canada // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 1997.— P. 277–288.
- Peters G.P., Nilssen T.B., Lindholt L.* et al. Future emissions from oil, gas, and shipping activities in the Arctic // Atmospheric Chemistry and Physics Discussions.— 2011.— Vol. 11.— 4913–4951 (www.atmoschem-phys-discuss.net).
- Pickering H.* A new era for the offshore oil and gas industry on the UKCS // Marine Policy.— 1999.— Vol. 23, No. 4–5.— P. 329–346.
- Pillay A., Eriksen T., Vollen F.* Risk impact from shipping traffic // Proceedings of the 2004 International Oil Spill Conference. Presentation No. 476.— Trondheim, 2004.— 14 p.
- Poot H., Ens B.J., de Vries H., Donners A.H., Wernand M.R., Marquenie J.M.* Green light for nocturnally migrating birds // Ecology and Society.— 2008.— Vol. 13, No. 2.— P. 47.
- Raaymakers S.* Maritime transport and high seas governance — regulation, risk and the IMO regime // International Workshop on Governance of High Seas Biodiversity Conservation (17–20 June 2003).— Cairns, Australia, 2003.— 37 p.
- Ray J.P.* The role of environmental science in the utilization of coastal and offshore waters for petroleum development by the US industry // Proceedings of the International Symposium on utilization of coastal ecosystems: planning, pollution and productivity.— Rio Grande, Brasil, 1985.— P. 127 - 149.
- Raaymakers S.* Maritime transport and high seas governance — regulation, risks and the IMO regime // International Workshop on Governance of High Seas Biodiversity Conservation (17–20 June 2003).— Cairns, Australia, 2003.
- Ray J.P., Engelhardt F.R.* (eds.). Produced water. Technological and environmental issues and solutions.— New York: Plenum Press, 1992.
- Reed M., Johnsen S.* (eds.). Produced water 2: Environmental issues and mitigation technologies.— New York: Plenum Press, 1996.
- Reggio V.C.* Rigs to reefs: the use of obsolete petroleum structures as artificial reefs.— OCS Report MMS 87-0015, Minerals Management Service, Gulf of Mexico Regional Office. - Louisiana, 1987.— 35 p.
- RISKTEC* (Risktec Solution Ltd). Reducing offshore hydrocarbon release // Case Study.— 2006 (www.risktec.co.uk).
- Riviere L., Garland E.* Experience of produced water treatment in the North Sea // Mar. Pollut. Bull.— 1994.— Vol. 29, No. 6–12.— P. 312–316.
- Side J.S.* Decommissioning and abandonment of offshore installations // North Sea oil and the environment: developing oil and gas resources, environmental impacts and responses.— London and New York: Elsevier Applied Science, 1992.— P. 523–552.

- Side J., Davis G.* Fisheries and environmental criteria in abandonment strategies — Report of the SERC funded study.— Edinburgh: Institute of Offshore Installations, 1989.
- Smith J.P., Ayers R.C., Tait R.D.* Perspectives from research on the environmental effects of offshore discharges of drilling fluids and cuttings.— Exxon Publication.— 1997.— 20 p.
- Stanley D.R., Wilson C.A.* Seasonal and spatial variation in abundance and size distribution of fishes associated with a petroleum platform // ICES Journal of Marine Science.— 1997.— Vol. 22.— P. 473–475.
- Swan J.M., Neff J.M., Young P.C.* (eds.). Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia.— Sydney: Australian Petroleum Exploration Association, 1994.— 696 p.
- UNEP (United Nations Environment Programme). Illegal oil discharge in European Seas // Environment Alert Bulletin.— No. 7.— 2006.— 4 p.
- Veil J.A., Puder M.G., Elcock D., Redweik R.J.Jr.* A white paper describing produced water from production of crude oil, natural gas, and coal bed methane.— Pittsburgh: US Department of Energy, National Energy Technology Laboratory.— 2004.— 79 p.
- Walker D., Coleman J.C., Michel K., Michel J.* Oil in the sea: changes in the nature of sources and inputs since 1985 // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2003.
- Wills J.* Muddied waters. A survey of offshore oilfield drilling wastes and disposal techniques to reduce the ecological impact of sea dumping.— Sakhalin Environment Watch, 2000.— 139 p.
- WWF (World Wildlife Fund). Petroleum-free zones in the Norwegian Sea.— WWF Norway, 2009.— 19 p.

Эколого-токсикологическая характеристика отходов морской нефтегазовой индустрии

Операции бурения, добычи углеводородов и эксплуатация скважин практически всегда и везде сопровождаются выносом на поверхность больших количеств буровых растворов, шламов, пластовых вод и других отходов (рис. 3.1). Известные к настоящему времени данные о токсических свойствах и поведении в морской среде этих отходов отличаются разнородностью результатов и трудностью их сопоставления и обобщения. Это связано главным образом с разнообразием используемых методов и широкими вариациями химического состава и свойств подобных отходов. Как показано в главе 2, состав пластовых вод, буровых растворов и сопутствующих шламов может существенно меняться даже в процессе бурения одной скважины и тем более — при буровых работах в разных районах и на разных этапах освоения нефтегазовых месторождений. Объемы сброса таких отходов в море исчисляются сотнями тысяч и миллионами тонн каждый год в районах, где добыча углеводородов длится не одно десятилетие. Достаточно напомнить, что в наши дни на морских платформах *ежедневно* извлекается 17 млн т загрязненных пластовых вод, из них 40 % сбрасывается в морскую среду [IAOGR, 2013]. Именно поэтому, надо полагать, до сих пор



Рис. 3.1. Поднятый на поверхность скважины буровой инструмент [PIECSA, 2009]

сохраняются тревоги по поводу экологических последствий таких сбросов, а также разногласия и дискуссии относительно правил обращения с подобными отходами.

Вместе с тем накопленная в мире за последние десятилетия информация о составе отходов морской нефтегазовой индустрии, их токсических свойствах и поведении в морской среде дает достаточные основания для вполне определенных выводов. Эта же эколого-токсикологическая информация является по существу главным источником и основой для введения соответствующих экологических норм и правил обращения с такими отходами.

3.1. ОСНОВНЫЕ ПОДХОДЫ И МЕТОДЫ ВОДНОЙ ТОКСИКОЛОГИИ

Существует довольно распространенное мнение о том, что в системах экологического контроля и оценки последствий загрязнения окружающей среды решающая роль принадлежит методам химического анализа. Успехи в этой области действительно впечатляют. Достаточно вспомнить, например, о масс-хроматографе — своеобразном гибриде масс-спектрометра и хроматографа, позволяющем вести анализ на молекулярном уровне. Тем не менее, сами по себе аналитические методы, какими бы точными и изощренными они ни были, не могут дать ответы на самые главные вопросы о степени экологической опасности и биологических последствиях

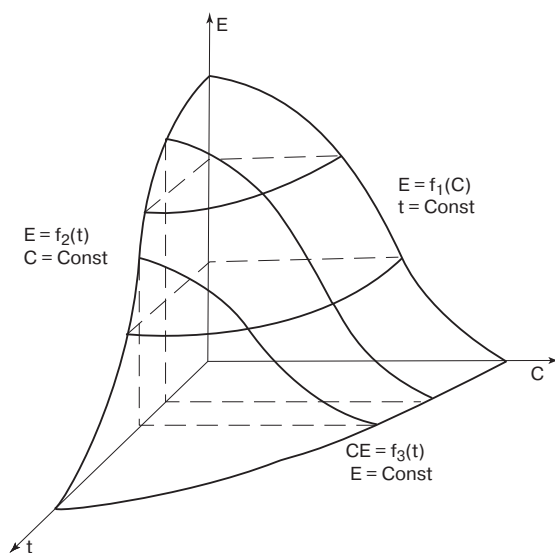


Рис. 3.2. Общая картина изменения токсического эффекта E (измеряемые в опыте показатели по сравнению с контролем) в зависимости от концентрации токсиканта в среде (C) и времени (t)

удаления в окружающую среду какого-либо материала. Поиски ответов на подобные вопросы возможны лишь с привлечением методологии водной токсикологии и экотоксикологии. Последняя из этих двух тесно переплетенных дисциплин акцентирует внимание на поведении и токсических эффектах загрязняющих веществ в природных условиях.

Фундаментальным положением водной токсикологии является зависимость биологического действия любого вещества от его дозовой нагрузки на организм. В свою очередь эта нагрузка является функцией двух переменных — времени воздействия и концентрации вещества в среде, что показано схематически на рис. 3.2. Игнорирование любой из этих переменных неизбежно ведет к неверным и даже

абсурдным выводам, которые встречаются иногда при оценке последствий загрязнения моря. Это проявляется, в частности, в использовании для таких оценок критериев (норм) допустимого содержания загрязняющих веществ (например, нефти) путем их сопоставления с уровнями загрязнения водной среды *без учета времени существования* такого загрязнения в той или иной конкретной ситуации [Патин, 2011]. Довольно часто при таких оценках не учитывают также то обстоятельство, что многие компоненты загрязнения (например, нефть, углеводороды, тяжелые металлы, минеральные взвеси и др.) поступают в море и влияют на морское население *одновременно и совместно* с природным фоном точно таких же веществ.

Любое безвредное или инертное вещество (поваренная соль, глина и др.) при больших дозах может привести к быстрой гибели организма, и наоборот — даже сильные яды (ртуть, цианиды и др.) в малых дозах могут быть безвредными и в течение длительного времени не вызывать какие-либо явные симптомы поражающих эффектов. Здесь уместно вспомнить известное высказывание Парацельса, сделанное еще в XVI в.: «Нет ни одного вещества, которое не является ядом. Граница между ядом и лекарством определяется дозой».

Критерии токсического действия (проявления эффектов, симптомы нарушения и др.) практически бесконечны — от первичных и обратимых реакций (физиологических, биохимических, поведенческих и др.) до поражения основных функций организма и его гибели. Наиболее просто и надежно регистрируется смертность подопытных организмов. Типичная зависимость «доза-эффект» обычно выражается в виде S-образной кривой, показанной на рис. 3.3. Эта кривая отражает вероятностную природу токсического эффекта. Концентрация (доза), при которой погибает 50 % взятых в опыт организмов (медианная летальная концентрация, LC_{50}), соответствует максимуму на кривой распределения вероятности (частот) гибели этих организмов. Именно поэтому величина LC_{50} (обычно за время воздействия 24, 48 или 96 ч) наиболее часто фигурирует в качестве стандартного показателя в токсикологических опытах. При этом появляется возможность количественного сопоставления токсических свойств разных веществ исходя из простого правила: чем меньше величина LC_{50} , тем более токсично при прочих равных условиях то или иное вещество. Аналогичным образом оценивают также вредные свойства веществ по данным о медианной действующей концентрации EC_{50} . Эта величина аналогична по смыслу LC_{50} , но ее определяют не по смертности тест-организмов, а по любым другим показателям вредного действия.

Современные методы биотестирования (сравнительные оценки токсичности веществ) включают в себя регистрацию

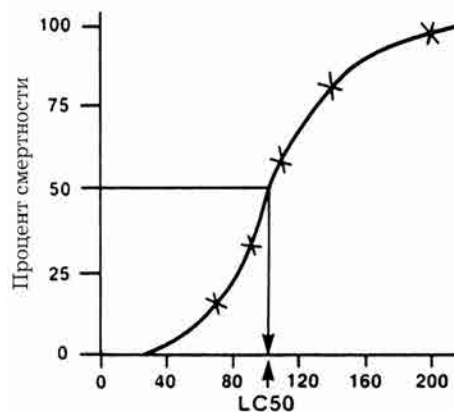


Рис. 3.3. Зависимость смертности организмов (% от контроля) от концентрации токсиканта в среде

широкого набора самых различных показателей состояния организма и его реакций на вредное воздействие — от нарушения поведения до физиолого-биохимических аномалий и молекулярных перестроек ферментных систем. Биотестирование выполняют на организмах разных трофических уровней и систематических групп (от бактерий и водорослей до рыб), на разных стадиях развития каждого из тест-объектов (от эмбрионов до взрослых особей) и в разных условиях (хронические и краткосрочные опыты, проточные и замкнутые системы и т. д.). Кроме лабораторных опытов на моновидовых культурах организмов в последнее время все чаще используют методы и приемы постановки экспериментов с сообществами организмов в природных условиях или максимально приближенных к ним (опыты *in situ*) [Пагин, 1991]. Тестированию подвергают не только отдельные вещества и компоненты, но и сложные смеси, а также загрязненные природные воды и донные осадки.

Всякое токсикологическое тестирование обычно сопровождается контрольным опытом, который ставится при тех же условиях (по показателям температуры, освещенности, длительности и др.), что и основной опыт, но без токсической нагрузки. Этот простой прием позволяет сопоставлять все экспериментальные показатели по отношению к аналогичным показателям в контроле и таким образом давать относительную количественную характеристику вредного воздействия.

В токсикологии принято различать две зоны проявления токсического эффекта: область остро токсичных (летальных) концентраций и зону пороговых (сублетальных) уровней. В первом случае имеют дело с острой интоксикацией в виде быстрой гибели или необратимого поражения жизненно важных систем организмов. Во втором случае токсический эффект проявляется в форме достоверного (по сравнению с контролем) нарушения тех или иных показателей состояния организмов, что не ведет, однако, к их гибели за время опытов. Таким образом, пороговые дозы (концентрации) ограничены с одной стороны зоной остро токсического действия, а с другой — областью безвредных (недействующих) концентраций. Ясно, что границы между этими зонами условны, подвижны и зависят прежде всего от длительности воздействия.

Токсикологические методы предназначены в конечном счете для решения ряда прикладных природоохранных задач, в т. ч. применительно к операциям добычи и транспортировки углеводородов в море. Главные из таких задач включают в себя:

- выявление (скрининг) наиболее токсичных компонентов в промышленных отходах;
- регламентацию качества сточных и природных вод (установление ПДК и других нормативов);
- обоснование предельно допустимых сбросов загрязняющих веществ с учетом ассимилирующей способности водоемов;
- токсикологический контроль отходов, поступающих в водную среду;
- оценку, мониторинг и прогноз экологической ситуации и последствий в районах, подверженных техногенному воздействию.

Перечисленные и некоторые другие задачи такого рода обычно решаются в рамках нескольких основных методологических подходов. Один из них базиру-

ется на использовании уже упомянутых относительно простых и стандартных процедур оценки острой токсичности по величине LC_{50} в опытах длительностью 24–96 ч. Тест-объектами в таких опытах служат широко распространенные массовые виды водных организмов, которые легко культивируются в лабораторных условиях и достаточно чувствительны к токсическому воздействию (обычно на ранних стадиях развития). Например, в США и некоторых других странах для испытания токсичности буровых растворов принята стандартная методика биотестирования на молоди мизид *Mysidopsis bahia* (вид креветки) возрастом несколько суток (рис. 3.4). В рамках ряда международных конвенций и программ обычно предусматривают более сложные схемы контроля вредности отходов буровых и промышленных работ с включением биотестов на водорослях, беспозвоночных и рыбах [Armsworthy et al., 2005; OSPAR, 2009; ExxonMobil, 2011]. Эти схемы предусматривают также оценку стабильности удаляемых материалов и их способности к аккумуляции в морских организмах.

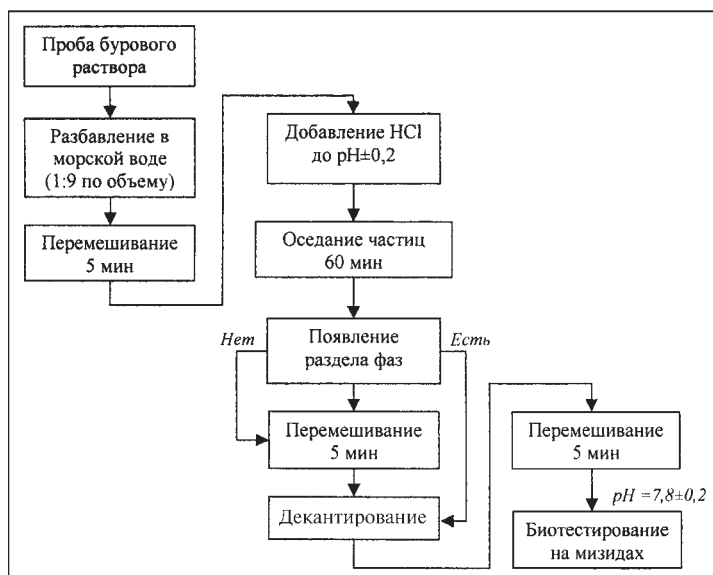


Рис. 3.4. Схема принятой в США стандартной методики подготовки проб для испытания токсичности буровых растворов на мизидах *Mysidopsis bahia* [EPA, 1991]

Другой методический подход используют при обосновании критериев, стандартов и норм качества природных вод. Чаще всего эти показатели выражают в виде экологически допустимых уровней содержания того или иного загрязняющего вещества в водной среде. Поиски таких уровней требуют достаточно сложных, часто громоздких и дорогостоящих токсикологических испытаний. Как правило, их выполняют в опытах длительностью до нескольких месяцев на организмах, представляющих основные звенья в трофической структуре водных экосистем — водоросли, бактерии, планктонные и бентосные беспозвоночные, рыбы. В процессе этих работ оценивают максимальные недействующие концентрации. В свою

очередь они служат основой для принятия того или иного официального норматива (стандарта) качества воды. В России такими стандартами являются предельно допустимые концентрации (ПДК), которые установлены для нескольких сотен различных веществ и соединений, в т. ч. для многих компонентов отходов морского нефтегазового комплекса [Патин, 1997; Нормативы качества..., 2011].

Особый интерес в плане контроля и мониторинга экологической ситуации в море имеет подход, основанный на сопоставлении токсикологических оценок с данными полевых наблюдений и результатами моделирования поведения примесей в водной среде. Это позволяет решать многие из перечисленных выше научных и прикладных задач, в т. ч. оценивать не только *опасность* того или иного загрязняющего вещества (т. е. его способность оказывать вредное воздействие на окружающую среду), но и сопутствующий *экологический риск* (т. е. вероятность проявления опасности). Для такой оценки достаточно соотнести показатель токсичности каких-либо загрязняющих веществ (нефть, буровой раствор, компоненты сброса и т. д.) с их реальной или ожидаемой концентрацией в водной среде по простой формуле: $R = T/C$, где

R — показатель риска;

T — показатель токсичности, мг/л;

C — концентрация загрязняющего вещества в воде, мг/л.

В качестве показателя токсичности обычно используют величины LC_{50} , EC_{50} , ПДК, NOEC (no observed effect concentration).

Чем меньше значение R, тем больше риск вредного действия данного токсиканта на водную биоту. В некоторых международных организациях (например, в странах Европейского Союза) приемлемым считается риск, если показатель R превышает 5–100 [ООН, 2009].

Подчеркнем, что при таком подходе необходимо учитывать не только *интенсивность* воздействия (токсичность вещества и его содержание в среде), но и *время* воздействия. Это обстоятельство имеет принципиальное значение при оценке биологических последствий загрязнения моря, как, впрочем, и всех других видов (факторов) антропогенного воздействия на природную среду.

В заключение этого по необходимости очень сжатого введения в методологию водной токсикологии имеет смысл обратить внимание на относительно низкую воспроизводимость результатов токсикологических оценок. Даже при определении острой токсичности по величине LC_{50} в краткосрочных стандартных опытах разброс результатов может достигать десяти и более раз. Это было показано, в частности, по результатам межлабораторных оценок LC_{50} для одних и тех же образцов буровых растворов по упомянутой выше стандартной схеме биотестирования на мизидах (см. рис. 3.4), когда результаты различались более чем в 10 раз [Rand, 1995]. В хронических опытах, когда ищут границу между «максимальными недействующими» и «минимальными действующими» концентрациями, разброс и ошибки результатов возрастают еще больше. Это обстоятельство отнюдь не умаляет значимости токсикологических данных и знаний. Речь идет лишь об их реалистической и здравой интерпретации. Надо учитывать, например, что упомянутые нормативы качества воды (стандарты, ПДК и т.п.) весьма условны, относительноны и отражают лишь степень нашего приближения к пониманию

сложнейших процессов в водных экосистемах. Использование такого рода критериев для решения прикладных задач всегда сопряжено с известной долей неопределенности и условности [Патин, 2011].

3.2. ОТХОДЫ БУРОВЫХ РАБОТ

С момента начала освоения морских нефтегазовых месторождений сбрасываемые в море отходы буровых работ подвергались детальным и разнообразным эколого-токсикологическим исследованиям как в лабораторных опытах, так и в природных условиях. В течение последних двух десятилетий в некоторых странах, в т. ч. в России, стали вводить полный запрет («нулевой сброс») на удаление таких отходов в море. Тем не менее, эта проблема сохраняет свою актуальность, поскольку нулевой сброс не всегда возможен и далеко не везде введен (см. гл. 2).

3.2.1. Буровые растворы

Напомним, что буровые растворы представляют собой сложные полидисперсные композиции (суспензии, эмульсии) переменного состава. Их жидкой основой (до 80 %) служат либо вода, либо сырая нефть и нефтепродукты, либо синтезированные органические вещества. В зависимости от этого различают буровые растворы на водной основе (БРВО), нефтяной основе (БРНО) и на синтетической основе (БРСО). Вредность, особенно токсичность, отработанных буровых растворов при контакте с морскими организмами определяется прежде всего присутствием в них ароматических углеводородов (аренов). На основе этого признака все буровые композиции можно разделить на четыре группы (табл. 3.1).

Наибольшее распространение в современной практике морского бурения получили БРВО. Их базовые составы обычно включают морскую и пресную воду (около 80 %), барит (3–15 %), бентонит (2–7 %), лигносульфонат (0,5–1 %), крахмал, полимеры и другие микрокомпоненты (менее 1–2 %). Нефтяные углеводороды в БРВО отсутствуют. Именно поэтому они практически не обладают

Таблица 3.1

Классификация буровых растворов по содержанию в них ароматических углеводородов (составлено по данным [IAOGR, 2002])

Признак группы по содержанию аренов	Базовые компоненты	Содержание аренов, %
Высокое содержание (БРНО)	Сырая нефть, мазут, дизельное топливо	5–35
Среднее содержание (БРНО)	Низкотоксичные минеральные масла	0,5–5
Низкое содержание (БРСО)	Полиолефины, эфиры, парафины	<0,5
Отсутствие (БРВО)	Бентонит, барит, органические полимеры	0

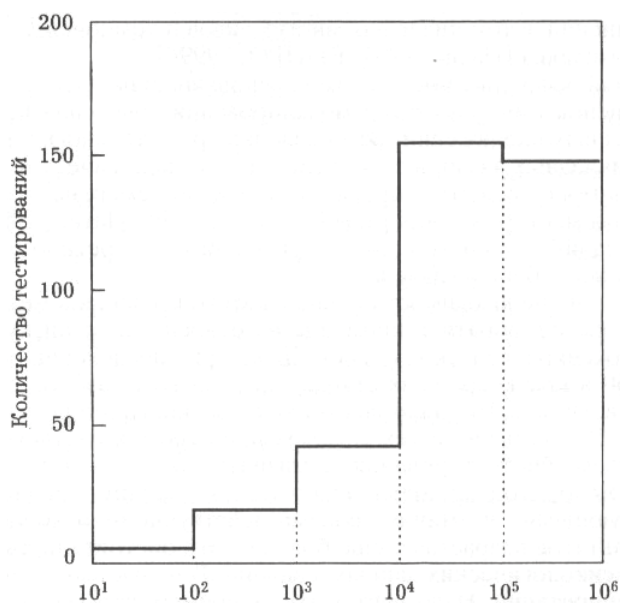


Рис. 3.5. Гистограмма распределения величин LC_{50} (96 ч) для буровых растворов: использованы результаты около 400 тестирований на 60 видах организмов для 70 вариантов буровых растворов [Патин, 1997]

выраженной острой токсичностью, что подтверждается обширным массивом известных на сегодня данных.

По результатам биотестирования более 10 тыс. образцов буровых растворов установлено, что величины LC_{50} (за 96 ч) для этих образцов, полученные в опытах на десятках видов морских организмов, лежат преимущественно в пределах 10^4 – 10^6 мг/кг (разбавление 1–100 %) [GESAMP, 1993; Swan et al., 1994; Patin, 1999]. Некоторые из этих данных приведены на рис. 3.5. Примерно такие же результаты (LC_{50} в пределах 10^3 – 10^6 мг/л) были получены при испытаниях нового поколения БРСО [Burke, Veil, 1995; Neff et al., 2000]. При введении в рецептуру буровых растворов

нефти и нефтепродуктов величины их LC_{50} снижаются в десятки и сотни раз, что отражает соответствующее повышение токсичности [IAOGP, 2003].

Во многих странах и в рамках международных конвенций удаление в море отработанных буровых растворов и шламов возможно лишь при условии прохождения специальных процедур лабораторного токсикологического контроля [Руководство по ОСЗТ, 2007; Arctic Council, 2009; OSPAR, 2009; IAOGP, 2012]. Такой контроль обычно предусматривает биотестирование отходов на организмах разных трофических уровней (водоросли, планктонные и донные беспозвоночные, рыбы).

Конечный вредный эффект неводных буровых растворов (особенно твердой фазы) в морской среде определяется не только их токсическим действием, но и биодegradацией их органических компонентов. Это относится как к БРНО, так и к БРСО, в составе которых присутствуют органические вещества, подверженные распаду с участием микроорганизмов. В результате этих процессов после сброса в море отработанных буровых растворов в толще воды и особенно на дне могут возникать зоны дефицита кислорода и сопутствующие заморные явления. Именно поэтому в ряде международных и национальных программ обращения с буровыми отходами наряду с токсикологическими тестами предусмотрены стандартные процедуры оценки скорости биодegradации буровых растворов и шламов [IAOGP, 2002; OSPAR, 2009].

Иногда эти процедуры дополняют испытаниями буровых отходов на биоаккумуляцию, т. е. на способность некоторых компонентов отходов (например,

высокомолекулярных ПАУ) накапливаться в органах и тканях живых организмов. Биоаккумуляцию оценивают с помощью двух показателей — коэффициента накопления химической примеси в организме (отношение содержания примеси в организме к содержанию в воде) и коэффициента распределения исследуемого материала между октанолом и водой [IAOGR, 2003].

Известны несколько систем классификации веществ по степени их токсичности для морских организмов. Одна из них приведена в табл. 3.2. Из сопоставления градаций этой системы с приведенными выше данными по токсичности буровых растворов вполне очевиден вывод о том, что практически все БРВО и БРСО относятся к категории нетоксичных веществ, поскольку величины их LC_{50} (за 96 ч), как правило, значительно превышают 1000 мг/л. Что касается БРНО, то их следует отнести к группе слаботоксичных и умеренно токсичных веществ (LC_{50} в пределах 1–100 мг/л). В графической форме и в сравнении с некоторыми другими веществами и компонентами буровых растворов эти градации показаны на рис. 3.6. Отработанные буровые растворы, которые подверглись действию высоких температур и давления в зоне бурения, как правило, менее токсичны по сравнению с исходными промывочными жидкостями перед их закачкой в скважину.

Таблица 3.2

Международная классификация веществ и препаратов по степени их токсичности для морских организмов [GESAMP, 1997]

Острая токсичность		Хроническая токсичность	
Степень токсичности	LC_{50} (48–96 ч), мг/л	Степень токсичности	Недействующая концентрация, мг/л
Нетоксичные	>1000		
Практически нетоксичные	100–1000		
Слаботоксичные	10–100	Низкая хроническая токсичность	>1,0
Умеренно токсичные	1–10	Умеренная хроническая токсичность	0,1–1
Высокотоксичные	1–10	Высокая хроническая токсичность	0,01–0,1
Очень высокотоксичные	0,01–1	Очень высокая хроническая токсичность	0,001–0,01
Экстремально токсичные	<0,01	Экстремальная хроническая токсичность	<0,001

В пределах каждой из групп буровых растворов их токсические свойства обычно мало меняются в зависимости от присутствия тех или иных микрокомпонентов. Некоторое повышение токсичности смесей возможно при введении в состав растворов биоцидов и ингибиторов коррозии. Наиболее безопасны в токсикологическом плане простейшие рецептуры глинистых суспензий для забурирования ствола в верхних горизонтах скважин.

Повышенной чувствительностью реагирования на присутствие буровых растворов отличаются ранние стадии развития большинства видов морской фауны (эмбрионы, личинки, молодь), особенно ракообразных. Именно поэтому их чаще всего используют в качестве тест-объектов при испытании токсичности буровых и других отходов (см. рис. 3.4). Межвидовые различия в чувствительности

Классификация по степени токсичности	LC ₅₀ за 96 ч, мг/л
Практически не токсичные	10 ⁶
	10 ⁵ — Базовые растворы на водной основе
Малотоксичные	10 ⁴
	10 ³ — Норматив ЕРА 3 000 мг/л [ЕРА, 1991]
Среднетоксичные	10 ²
	10 ¹ — Базовые растворы на нефтяной основе
Токсичные	10 ⁰
	10 ⁻¹
Высокотоксичные	10 ⁻² — Севин, Цианид
	10 ⁻³ — ДДТ

Рис. 3.6. Сравнительная токсичность буровых растворов и некоторых веществ по международной классификации опасности веществ [GESAMP, 1997]: LC₅₀ — медианная летальная концентрация, определяемая по стандартным методикам биотестирования

реагирования морских организмов (в пределах одного и того же рода) на присутствие в среде буровых растворов до сих пор не обнаружены. Вероятнее всего это связано с отмеченной выше низкой воспроизводимостью результатов биотестирования.

По сравнению с острой токсичностью, о которой до сих пор шла речь, хронические эффекты действия буровых растворов на морские организмы изучены гораздо слабее. Накопленные и обобщенные ранее многочисленные материалы по экотоксикологии БРНО [Cairns, 1992; GESAMP, 1993; Патин, 1997; Wills, 2000] в значительной мере утратили свою актуаль-

ность в связи с повсеместным запретом на сброс в море БРНО и широким использованием при бурении скважин БРВО. Судя по цитированным выше работам и исходя из общих токсикологических соображений, можно предполагать, что действующие концентрации для буровых растворов на водной основе в условиях хронического воздействия должны быть приблизительно в 10–100 ниже их LC₅₀ (за 48–96 ч). Этот вывод согласуется с результатами опубликованных исследований [Патин, 1997; Кошелева и др., 1997; Патин, Соколова, 1998], из которых следует, что безвредные (недействующие) концентрации для наиболее чувствительных видов и соответствующие ПДК для БРВО колеблются в пределах 10–100 мг/л. Некоторые данные таких исследований приведены в табл. 3.3.

Анализ опубликованных материалов по экотоксикологии буровых растворов показывает, что основной механизм вредного биологического действия всех этих растворов (за исключением БРНО) связан главным образом с присутствием в их составе (до 20 %) тонкодисперсной взвешенной фазы. Эта взвесь с преобладающим размером частиц от 1 до 10 мкм состоит из минеральных макрокомпонентов буровых смесей (бентонит, барит) и остатков бурового шлама, что показано на рис. 3.7. Биологические эффекты и экологические последствия от таких сбросов аналогичны тем нарушениям, которые возникают в море при природных или техногенных повышении мутности воды, например при ветровом и штормовом взмучивании донных осадков, во время дноуглубительных работ и т. д. (более подробный анализ этих эффектов в гл. 6). Мнение о решающей роли твердой взвешенной фазы БРВО и БРСО (а отнюдь не каких-либо других компонентов) в механизме вредного действия на морские организмы часто не принимается во

Таблица 3.3

Результаты токсикологического исследования рецептур БРВО, применяемых при бурении разведочных скважин на шельфе Сахалина, мг/л [Патин, Соколова, 1998]

Буровые растворы (глубина бурения), отдельные компоненты	Планктонные				Рыбы <i>Poecillia reticulata</i> (молодь)	
	водоросли <i>Phaedactylum tricornutum</i>		ракообразные <i>Artemia salina</i> (науплии)		LC50 (96 ч)	МНК
	EC50* (96 ч)	МНК**	LC50 (96 ч)	МНК		
№ 1 (0–130 м)	>100000	<3000	7900	12	>200000	<40000
№ 2 (130–1200 м)	40000	4000	5000	10	>200000	<40000
№ 3 (1200–2600 м)	35000	2400	6000	12	162500	<50000
№ 4 (2600–3750 м)	38000	3000	7500	15	175000	<50000
Дефлокулянт Desco-CF	20	1,0	140	1,0	>250	>250
Буровая добавка Pipe-Lax	200	10	100	1,0	>250	250

*EC50 — эффективная медианная концентрация, при которой интенсивность фотосинтеза (по величине замедленной флуоресценции) снижается на 50 % по сравнению с контролем;

**МНК — максимальная недействующая концентрация, при которой не установлены отклонения регистрируемых показателей от контроля в хронических опытах.

внимание при выборе того или иного способа обращения с буровыми отходами. Приведем некоторые факты и аргументы в поддержку гипотезы об определяющей роли взвешенной фазы в формировании вредных свойств буровых растворов, сбрасываемых в море.

- Практически всегда после фильтрации буровых растворов на водной основе они резко снижают свою токсичность, особенно в опытах с организмами-фильтраторами, например мизидами [ЕРА, 1991]. Это подтверждают также и опыты на артемии, результаты которых приведены в табл. 3.4 и из которых следует, что после удаления твердой фазы токсичность буровых растворов уменьшается в десятки раз.
- Тонкодисперсная взвесь барита и бентонита присутствует в буровых растворах

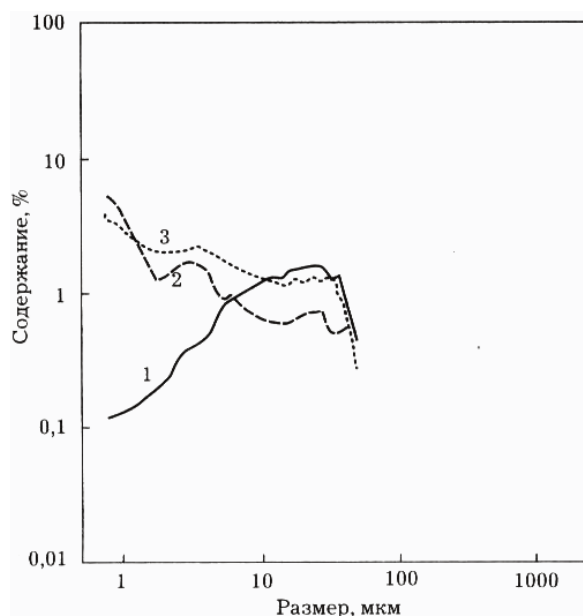


Рис. 3.7. Спектр размеров частиц барита (1), бентонита (2) и твердой фазы (3) буровых растворов на водной основе [Muschennheim, Milligan, 1996]

в количествах до 20 % по объему при концентрации в пределах 60–900 г/л (см. гл. 2), а их ПДК для морской воды равны соответственно 2 и 10 мг/л [Нормативы качества..., 2011].

- Все другие компоненты буровых растворов на водной основе не могут существенно усилить их токсические свойства, поскольку они присутствуют в низких концентрациях (обычно менее 1 г/л).

Таблица 3.4

Сопоставление результатов биотестирования фильтрованных и нефильтрованных проб отработанных буровых растворов, использованных при бурении разведочных скважин на месторождении по проекту «Сахалин 1»

Вид тестируемых образцов	Величины LC50 (мг/л, 96 ч) в опытах на артемии <i>Artemia salina</i> (науплии возрастом 2–3 сут) для буровых растворов разного состава			
	Раствор 1 (0–130 м)*	Раствор 2 (130–1200 м)*	Раствор 3 (1200–2600 м)*	Раствор 4 (2600–3750 м)*
Нефильтрованные пробы	250	500	2 000	300
Фильтрованные пробы	18000	14000	20000	10000
Кратность снижения токсичности за счет фильтрации проб	72	28	10	33

*Диапазон глубин бурения, где применялись растворы.

Ключевым моментом экотоксикологии буровых растворов является скорость их разбавления и переноса в морской воде. От этого зависят в конечном счете два главных токсикологических параметра: время воздействия и его интенсивность (концентрация). В лаборатории мы можем выбирать эти параметры по нашему усмотрению, в море их диктует природная ситуация (скорость течения, глубина и т. д.).

Из лабораторных опытов следует, что в первые часы (часто сутки) экспонирования морских организмов в разбавленных буровых растворах на водной основе острые токсические эффекты не проявляются. Мы не наблюдали их в течение суток даже в экспериментах с относительно уязвимым тест-объектом — рачком *Artemia salina* на науплиальных стадиях развития (рис. 3.8), который значительно превосходит по чувствительности реагирования все другие тестовые организмы — рыбы, водоросли, мизиды [Патин, Соколова, 1998].

Многочисленные полевые наблюдения и моделирование, результаты которых были частично рассмотрены в гл. 2 и отражены также на рис. 3.9, четко показывают быструю динамику разбавления и переноса твердой фазы буровых отходов после их сброса в море в самых различных регионах и ситуациях. Зависимость этого разбавления от времени и расстояния от места сброса носит приближенно экспоненциальный характер. Как правило, безвредные (недействующие) концентрации наблюдаются уже через несколько минут после сброса на расстоянии нескольких десятков метров, а разбавление (в 10^3 – 10^4 раз) до фоновых уровней достигается в течение одного–двух часов.

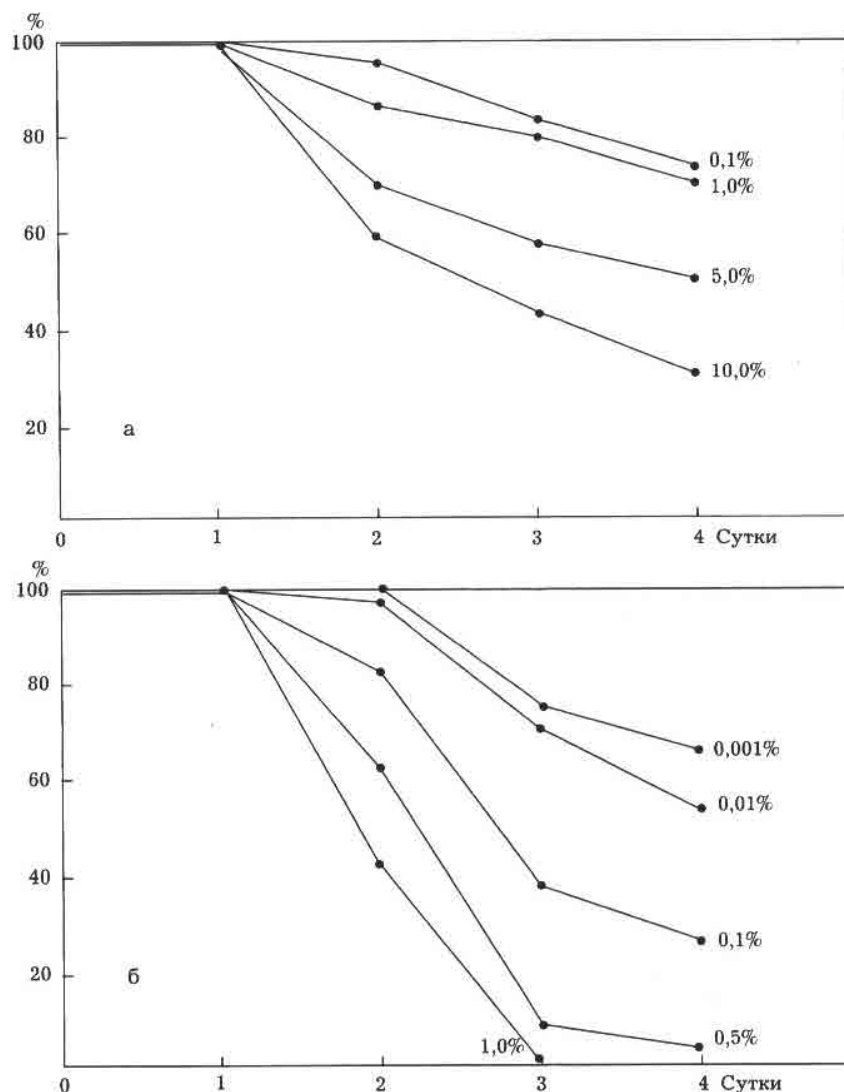


Рис. 3.8. Динамика снижения (% от контроля) выживаемости *Artemia salina* на науплиальных стадиях развития (возраст 2–3 сут) при разных концентрациях бурового раствора, используемого при бурении скважин по проекту «Сахалин 1»: *а* — фильтрованный раствор; *б* — нефильтрованный раствор

Общий итог сказанного выше сводится к тому, что вероятность острой интоксикации или гибели организмов в толще воды (планктон, рыбы) при сбросах в море отработанных БРВО и БРСО *практически равна нулю*. Аналогичный вывод содержится в ряде других публикаций и подтверждается результатами мониторинга экологической ситуации в акваториях, подверженных воздействию сброса буровых отходов с морских платформ [Armsworthy et al., 2005; ExxonMobil, 2011].

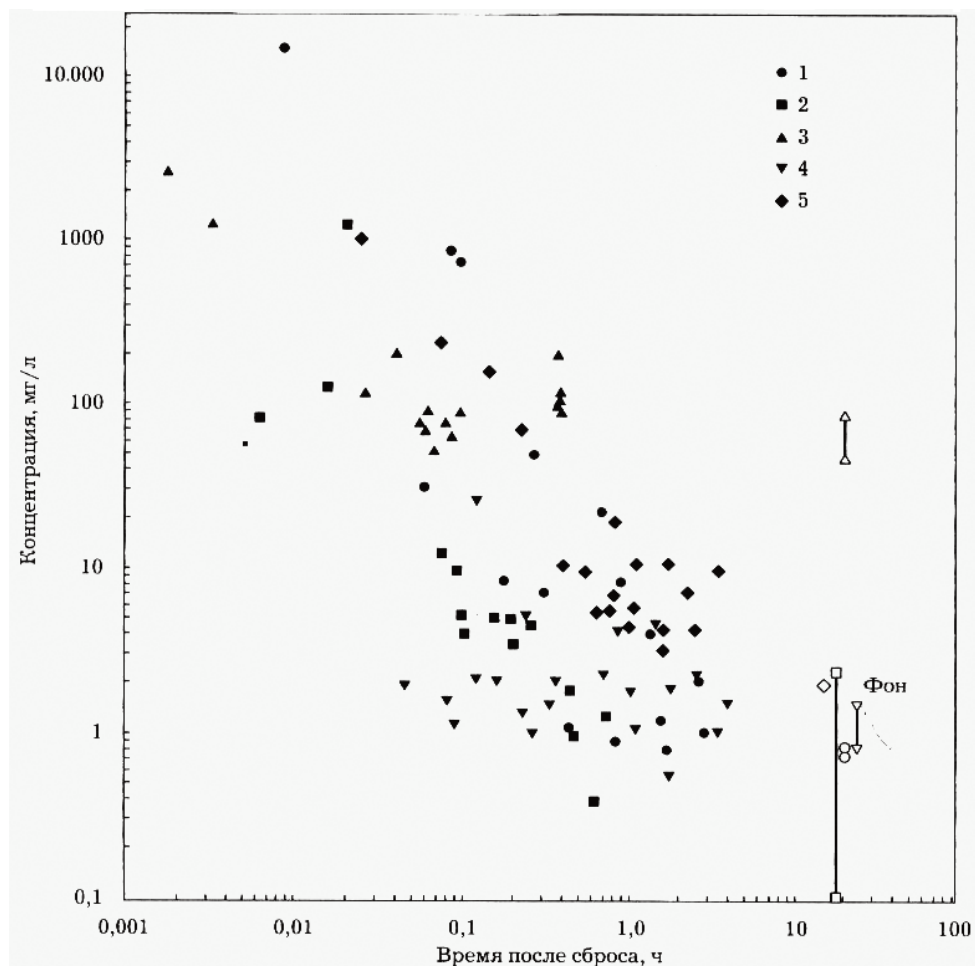


Рис. 3.9. Снижение концентрации взвешенных частиц буровых отходов в зависимости от времени после сброса в различных регионах [Neff, 1998]: 1 — Мексиканский залив; 2 — атлантический шельф США (Нью-Джерси); 3 — залив Нортон (Аляска); 4 — банка Таннера (Калифорния); 5 — море Бофорта

Первичные обратимые реакции в планктоне, а также возможные нарушения в бентосе за счет физического воздействия на донные организмы и их биотопы в районах разработки месторождений на шельфе рассмотрены в т. 2 (гл. 2).

3.2.2. Компоненты буровых растворов

Как уже отмечалось (см. гл. 2), набор веществ и препаратов, входящих в состав буровых растворов, весьма широк и насчитывает несколько сотен наименований. Их токсикологические оценки, отраженные в многочисленных публикациях и

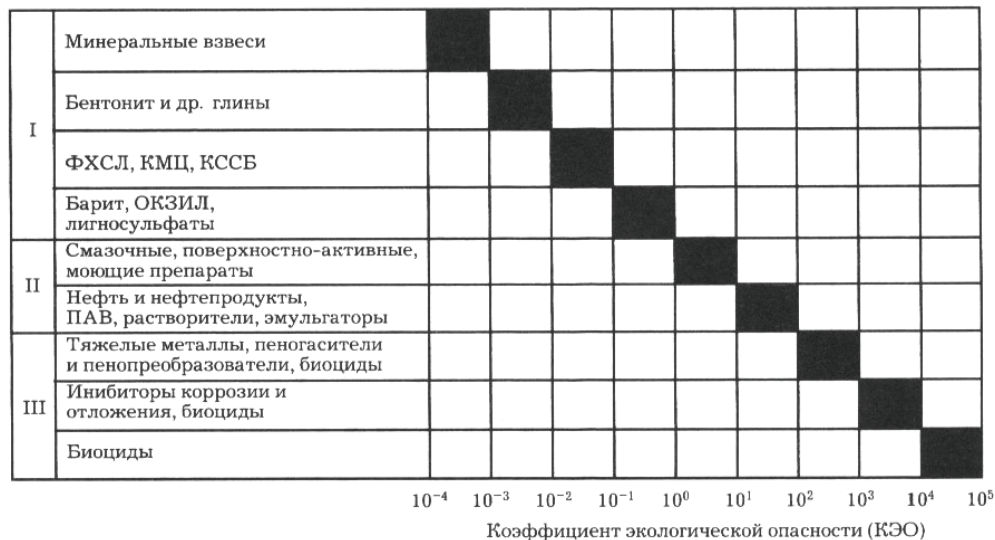


Рис. 3.10. Ориентировочная классификация компонентов буровых растворов и стоков в зависимости от степени их экологической опасности: *I* — группа компонентов слабой и умеренной токсичности; *II* — средней токсичности; *III* — высокой токсичности (штриховкой выделены диапазоны $KЭО = 1/ПДК$ для соответствующих групп веществ и препаратов)

подробно рассмотренные ранее [Патин, 1997], показывают очень широкий диапазон величин LC_{50} и ПДК — в пределах нескольких порядков величин. В первом приближении все эти компоненты можно разбить на три основные группы в зависимости от их относительного содержания в буровых композициях и степени токсичности, что отражено схематически на рис. 3.10.

В первую группу входят базовые макрокомпоненты, суммарный вклад которых в состав буровых рецептур колеблется в пределах 20–30 %. К ним относятся буровые глины (бентонит, аттапульгит), утяжелители (барит), а также эфиры целлюлозы, лигносульфонаты и некоторые другие вещества, определяющие главные химические и физико-химические свойства буровых растворов. Для этих компонентов характерна относительно низкая токсичность: величины их LC_{50} в острых опытах, как правило, не опускаются ниже 100–1000 мг/л, а максимальные недействующие концентрации при хроническом воздействии укладываются в пределы 1–100 мг/л. Если следовать приведенной в табл. 3.2 классификации, то такие компоненты должны быть отнесены к группе «практически нетоксичных» веществ.

Другая группа, резко отличающаяся от только что обозначенной, объединяет вещества и препараты, которые присутствуют в малых концентрациях, но зато обладают повышенной токсичностью. В эту группу входят биоциды, ингибиторы коррозии, пенообразователи и ряд других веществ и реагентов, для которых величины LC_{50} в острых опытах лежат в пределах или ниже 0,1–1,0 мг/л, а недействующие концентрации обычно ниже 0,01 мг/л. По современным правилам во многих странах, применение таких сильно токсичных препаратов в составе буровых растворов запрещено.

Наконец, промежуточная и наиболее многочисленная группа включает в себя широкий набор препаратов и реагентов самого различного состава и назначения: антифрикционные добавки, моющие смеси, эмульгаторы, диспергенты, полимерные смолы, нефть и нефтепродукты и т. д. Величины их LC_{50} группируются в диапазоне 1–100 мг/л, а недействующие концентрации близки к величине ПДК для суммы нефтяных углеводородов, которая принята в России равной 0,05 мг/л.

В дополнение к сказанному остается подчеркнуть, что по правилу аддитивности токсические свойства буровых растворов как сложных смесевых композиций определяются не только токсичностью индивидуальных компонентов, но и их относительным содержанием в смеси. Многие компоненты второй и третьей групп (см. рис. 3.10), хотя и более токсичны в чистом виде по сравнению с макрокомпонентами первой группы и буровым раствором в целом, практически не влияют на токсические свойства смеси. Например, самая жесткая недействующая концентрация (по наиболее уязвимому звену — артемии) в хронических опытах для ингредиента Desco-CF имеет величину 1 мг/л (см. табл. 3.3). В то же время недействующие концентрации (ПДК) для барита и бентонита равны соответственно 2 и 10 мг/л [Нормативы качества..., 2011]. Иначе говоря, Desco-CF в 2 и 10 раз более токсичен, чем барит и бентонит. Однако их фактическое содержание в БРВО более чем в тысячу раз превосходит содержание Desco-CF и всех остальных микродобавок в буровой жидкости (см. гл. 2). Ясно, что при таких соотношениях подобные микрокомпоненты не могут оказать существенного влияния на результирующую токсичность всей смеси.

Этот вывод подтверждают известные работы по оценке токсичности отдельных компонентов и их смесей в составе БРВО [Trefry et al., 1985; Parrish et al., 1989; Swan et al., 1994; Smith et al., 1997; Neff et al., 2000; DTI, 2003]. Именно поэтому не удастся обнаружить заметных различий при биотестировании буровых растворов по мере усложнения их микрокомпонентного состава, например при бурении нижних горизонтов скважин (см. табл. 3.3). По этой же причине, на мой взгляд, не имеет особого смысла нормирование (установление ПДК) для большинства микрокомпонентов буровых растворов. Вполне достаточно протестировать такие компоненты в краткосрочных опытах с целью проверки их острой токсичности для исключения наиболее опасных ингредиентов с LC_{50} (96 ч) ниже 0,1 мг/л.

3.2.3. Буровые шламы

С токсикологических позиций сама по себе минеральная основа бурового шлама, т. е. раздробленная буром и вынесенная на поверхность твердая фаза (глинистые и другие минералы, частицы горных пород) является инертным материалом. Последствия сброса таких отходов в море аналогичны тем нарушениям, которые возникают при повышении содержания в воде минеральной природной взвеси. Характерный для северо-восточного шельфа Сахалина дисперсный состав частиц бурового шлама приведен в табл. 3.5. Легко видеть, что в отличие от твердой фазы буровых растворов (см. рис. 3.7), в шламе преобладают фракции крупных частиц с размерами более 250 мкм (более 40 %) и высокой скоростью

Таблица 3.5
**Фракционный состав частиц
 бурового шлама и скорость их осаждения
 в водной среде при бурении скважин
 на северо-восточном шельфе Сахалина
 [Проект «Сахалин 1», 1998]**

Размер фракции частиц, мкм	Содержание, % по весу	Скорость осаждения, см/с
<44	38,7	0,05
44–62	4,2	0,20
62–88	3,3	0,39
88–125	4,2	0,77
125–149	1,5	1,2
149–177	1,9	1,7
177–250	3,8	2,6
250–420	7,6	4,8
420–840	15,1	8,7
>840	19,7	10,7

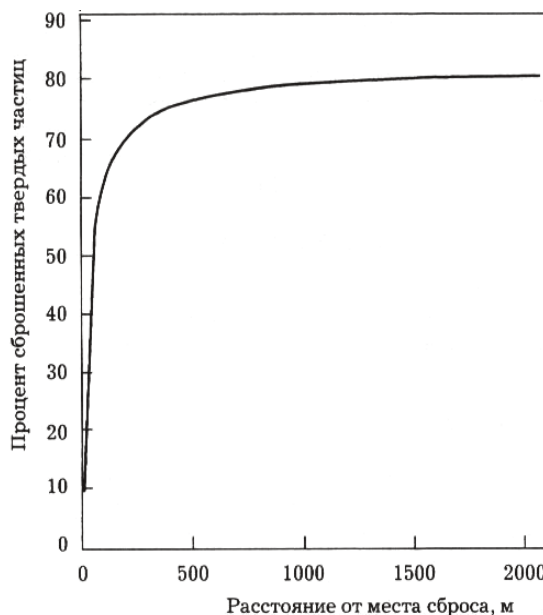


Рис. 3.11. Кривая скорости осаждения на дно частиц бурового шлама для условий северо-восточной части шельфа Сахалина [Проект «Сахалин 1», 1997]

осаждения (5–10 см/с). Надо полагать поэтому, что в случае сброса такого шлама в море, его вредное воздействие на планктонные организмы должно быть менее значимым по сравнению с тонкодисперсной твердой фазой буровых растворов.

При этом надо учитывать, что выносимый из скважины минеральный материал пропитан остатками буровых растворов, а в случае бурения в продуктивных пластах — нефтяными или газоконденсатными углеводородами. Присутствие нефти в шламе неизбежно при использовании БРНО. В таких случаях даже после сепарации и промывки шламов на специальных установках нефть обычно присутствует в них в количествах до 100 г/кг. Известно, что гибель бентосных организмов за счет хронического действия нефтяных углеводородов (особенно ПАУ) проявляется при их суммарном содержании в донных осадках выше 1 г/кг сухого осадка, а безопасные (недействующие) концентрации ПАУ лежат в интервале 1–10 мг/кг [Patin, 1999]. Иначе говоря, высокая токсичность загрязненных нефтью шламов вполне очевидна. Именно поэтому спустя многие годы после прекращения сбросов БРНО и сопутствующих шламов экологическая ситуация в таких районах, например в Северном море, оставалась сильно нарушенной [OSPAR, 2010].

Что касается шламов, выносимых с БРВО, то остатки этих буровых жидкостей должны быстро вымываться при контакте с морской водой. Благодаря быстрому осаждению из толщи воды при сбросе таких шламов в море (рис. 3.11) они локализируются на дне в непосредственной близости от точки сброса, а сопутствующие экологические последствия проявляются в основном в физических нарушениях мест обитания донных организмов. Подробнее об этом речь пойдет в т. 2, гл. 2.

3.3. ПЛАСТОВЫЕ ВОДЫ

Эколого-токсикологические оценки и исследования пластовых вод не столь многочисленны по сравнению с буровыми растворами, а их результаты весьма разнородны и колеблются в очень широких пределах. Последнее связано главным образом с сильной изменчивостью химического состава пластовых вод, который, как показано в гл. 2, отличается высокой минерализацией (часто превышающей соленость морской воды) и присутствием остатков сырой нефти, органических кислот, растворенных газов, минеральной взвеси, тяжелых металлов и многих других веществ. Один из примеров химического состава пластовых вод дан в табл. 3.6.

Таблица 3.6
Характеристика состава пластовых вод, извлеченных в процессе бурения разведочных скважин на северо-восточном шельфе Сахалина [Проект «Сахалин 2», 1997]

Показатели	Измеренные параметры, мг/л	
	Проба 1	Проба 2
Плотность, г/л	1013	1013
pH	7,02	6,80
Взвешенные частицы	368,40	793,60
Нефть и нефтепродукты	7,15	8,10
Хлориды	4715,82	5247,18
Сульфаты	2337,32	1525,84
Бикарбонаты	1952,00	1525,00
Кальций	42,46	53,93
Магний	36,60	40,69
Натрий	4926,40	4699,28
Калий	80,00	70,00
Бром	2,0	8,00
Бор	1,8	2,16

В эколого-токсикологическом плане наибольший интерес представляет присутствие в пластовых водах ароматических углеводородов. Как следует из результатов детального исследования химического состава пластовых вод, извлекаемых на шельфе Норвегии в Северном море [IAOGR, 2002], максимальные концентрации (0,7–24 мг/л) характерны для суммы моноциклических углеводородов (бензол, толуол, этилбензол, ксилены). Достаточно высокие концентрации (0,8–10 мг/л) отмечены также для углеводородов группы нафталина, фенантрена и других соединений с 2–3 бензольными кольцами. Что касается суммы ПАУ, то их содержание в пластовых водах различных месторождений оказалось гораздо ниже — в диапазоне от 0,06 до 0,13 мг/л.

Сделанный ранее [Патин, 1997] анализ сводных данных о величинах LC_{50} в краткосрочных опытах (до четырех суток) с морскими организмами разных трофических уровней показал, что эти величины для пластовых вод различного состава и происхождения колеблются обычно в пределах концентраций 0,1–30 % (по степени разбавления), или примерно 1–300 г/л. Аналогичные результаты известны по материалам многочисленных испытаний пластовых вод в Мексиканском заливе, где средние величины LC_{50} (96 ч) в опытах на ракообразных и рыбах изменялись в диапазоне 1–30 %, что показано в табл. 3.7. Примерно такие же данные по другим регионам приводятся в обзорном докладе Международной ассоциации производителей нефти и газа [IAOGR, 2005].

Сделанный ранее [Патин, 1997] анализ сводных данных о величинах LC_{50} в краткосрочных опытах (до

Какого-либо характерного для всех пластовых вод токсиканта или набора веществ, определяющих механизм и интенсивность токсического действия, по-видимому, не существует. Это может быть и эмульгированная либо растворенная нефть, прошедшая через систему сепарации, и взвешенные вещества, и остатки технологических реагентов, и другие компоненты, состав и свойства которых могут оставаться неизвестными до вскрытия продуктивных пластов. Один из немногих примеров, когда удалось установить связь токсичности пластовых вод с присутствием группы определенных веществ, приведен в табл. 3.8. Здесь просматривается зависимость токсических свойств пластовых вод (по величине LC_{50}) с содержанием в них низкомолекулярных ароматических углеводородов.

Несомненная связь острой токсичности пластовых вод с присутствием в них ароматических углеводородов, а также фенолов отмечается в ряде других работ. В одной из них [IAOGP, 2002] установлено, что практически безвредные (недействующие) концентрации индивидуальных углеводородов в длительных опытах на рыбах и беспозвоночных колеблются в пределах 1–100 мкг/л для моноароматических соединений (бензол, толуол и др.), тогда как для бенз(а)пирена и других ПАУ безвредные уровни укладываются в диапазон 0,01–0,1 мкг/л. Отсюда следует, что низкомолекулярные арены менее токсичны для морских организмов по сравнению с высокомолекулярными ПАУ. Однако токсические эффекты последних ограничены, с одной стороны, их низким содержанием в пластовых водах и, с другой стороны, большим размером молекул ПАУ (с шестью и более бензольных колец), которые не способны проникать в клеточные мембраны живых организмов и поражать их.

Среди технологических примесей в составе пластовых вод следует особо выделить метанол, который часто используется для предотвращения отложений твердых гидратов природного газа и льда в трубах и скважинах. Объемы закачки и сбросов таких реагентов обычно не контролируются. В то же время метанол не только токсичен сам по себе (его ПДК равна 0,1 мг/л), но и повышает растворимость других органических веществ и таким образом усиливает их токсичность.

В целом, есть основания утверждать, что пластовые воды менее токсичны по сравнению с буровыми растворами. В соответствии с приведенной выше (см. табл. 3.2) международной системой классификации веществ по степени их острой токсичности пластовые воды относятся к категории нетоксичных смесей. Такой вы-

Таблица 3.7
Характеристика токсичности пластовых вод из районов добычи нефти в центральной части Мексиканского залива [Neff, 1998]

Тест-организмы и регистрируемый показатель	Количество испытаний	Среднее значение и стандартное отклонение, % разбавления
РАКООБРАЗНЫЕ		
LC_{50} за 96 ч	412	10,8 ±10,4
НД* по выживаемости	407	3,4 ±5,8
НД* по скорости роста	391	2,4 ±3,6
РЫБЫ		
LC_{50} за 96 ч	359	19,2 ±14,8
НД* по выживаемости	401	6,3 ±9,0
НД* по скорости роста	395	5,2 ±8,1

*НД — недействующая концентрация в хронических опытах.

Таблица 3.8

Токсичность и химический состав пластовых вод, сбрасываемых с промышленных платформ в Бассовом проливе на южном шельфе Австралии [Terrens, Tait, 1993]

Тест-объекты и токсиканты	Нефтяные промышленные платформы			
	«Снеппер»	«Фортескью»	«Халлибат»	«Кингфиш»
ОСТРАЯ ТОКСИЧНОСТЬ, LC ₅₀ (% РАЗБАВЛЕНИЯ)				
Микротокс (EC ₅₀)*	1,5	8,3	3,8	7,0
<i>Allorchestes compressa</i> (копеподы)	29,4	>100	34,5	100
<i>Tisbe holothuriae</i> (копеподы)	35,7	66,7	58,5	52,6
Личинки рыб	19,6	55,6	30,3	20,0
СОДЕРЖАНИЕ НИЗКОМОЛЕКУЛЯРНЫХ АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ (МГ/Л)				
Общее	228,4	12,07	20,09	9,0
Бензолы	36,9	8,93	13,82	6,4
Нафталины	77,36	2,62	5,66	2,3
Флуорены	5,86	0,21	0,62	0,14
Фенентрены	3,92	0,12	0,32	0,07
Пирены	4,34	0,18	0,44	0,14
СОДЕРЖАНИЕ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ (МКГ/Л)				
Бенз(а)антрацен	10	<0,04	<0,26	0,047
Бензо(б)флуорантен	1,1	0,23	0,23	0,017
Бензо(к)флуорантен	<0,10	<0,03	0,01	0,0025
Бензоперилен	0,29	0,03	<0,12	<0,02
Бенз(а)пирен	0,09	0,09	0,10	0,01
Кризен	7,0	<0,02	0,54	0,01
Дибензоантрацен	0,32	0,08	<0,12	<0,02
Идено(1,2,3-сd)пирен	<0,2	<0,04	<0,07	<0,05

*Определение токсичности по величине медианной действующей концентрации (EC₅₀) в опытах на одноклеточных водорослях.

вод подтверждается большинством известных материалов о свойствах пластовых вод и биологических последствиях их сброса в морскую среду [Swan et al., 1994; MMS, 1995; Reed, Johnsen, 1996; Patin, 1999; Neff et al., 2000; Wills, 2000; IAOGP, 2002; DTI, 2003; OSPAR, 2009]. Приведем основные факты и результаты этих исследований.

- Из полевых наблюдений и модельных расчетов следует, что при сбросах в *открытом* море пластовые воды быстро разбавляются в водных массах за счет адвективного переноса и турбулентного перемешивания. По разным оценкам, степень их разбавления составляет сотни раз в непосредственной близости от места сброса и 10^3 – 10^4 раз на расстояниях 100–1000 м от платформ.

- В условиях интенсивного разбавления в *открытом* море фактические концентрации пластовых вод и их компонентов снижаются до величин, при которых токсические эффекты практически отсутствуют либо их невозможно обнаружить современными средствами. Это наглядно проиллюстрировано данными на рис. 3.12. Известны и другие данные такого рода, в т. ч. результаты биотестирования отдельных фракций пластовых вод, из которых следует невозможность обнаружить токсические эффекты в толще воды при их разбавлении в море более 1000 раз [Booman, Foyn, 1996].
- Большинство известных работ по мониторингу экологической ситуации в районах длительных сбросов пластовых вод в *открытых* водах различных морских регионах показывают отсутствие заметных биологических последствий таких сбросов в донных сообществах и некоторое ухудшение качества поверхностных вод, главным образом за счет нефтяного загрязнения.

Вместе с тем, несмотря на относительное «благополучие» приведенных выше эколого-токсикологических характеристик пластовых вод, имеется ряд фактов и обстоятельств, которые позволяют считать их сбросы в море как один из серьезных факторов экологической опасности. Вспомним, что эти сбросы могут составлять десятки тысяч тонн в сутки с крупных промысловых платформ и сотни тысяч тонн в сутки в масштабах отдельных месторождений, а продолжительность их эксплуатации измеряется годами и десятилетиями (см. гл. 2). Каждая тонна таких сбросов содержит, как минимум, 20–40 г эмульгированной и растворенной нефти, причем по мере исчерпания запасов нефти и газа объемы пластовых вод и содержание в них токсичных углеводородов нарастают из-за технических трудностей сепарации нефти на платформах.

Повышенная токсичность характерна для пластовых вод, извлекаемых в районах разработки газоконденсатных месторождений и обычно обогащенных ароматическими углеводородами. Например, биотестирование таких вод в Северном море показало, что их величины LC_{50} и EC_{50} в острых опытах на водорослях,

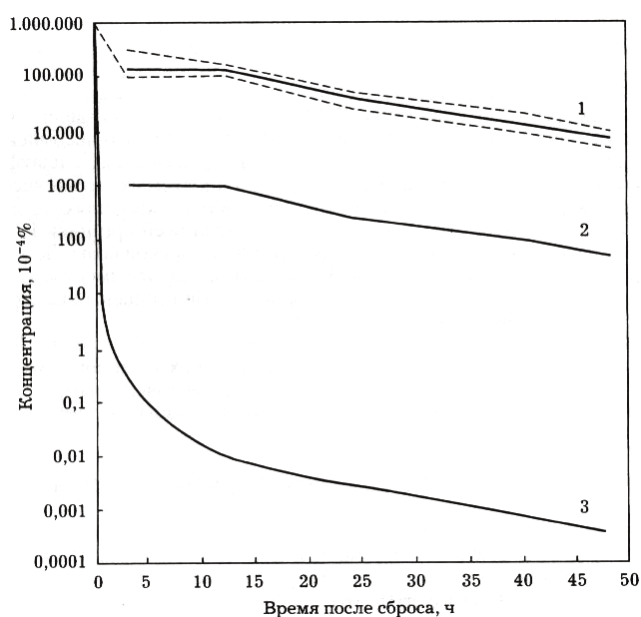


Рис. 3.12. Изменение величин LC_{50} (мг/л) пластовых вод для личинок креветки *Panaeus aztecus* (1), экологически безопасных уровней (2) и расчетных концентраций пластовых вод (3) в зависимости от времени после их сброса с промысловой платформы в Мексиканском заливе [Swan et al., 1994]: пунктирные линии у верхней кривой ограничивают 95% доверительный интервал для значений LC_{50}

ракообразных и рыбах снижались до 0,1 % разбавления, что в десятки и сотни раз ниже, чем для других типов пластовых вод [Jacobs, Marquenie, 1991].

Имеются также данные об избирательной и повышенной чувствительности реагирования на пластовые воды некоторых видов морской биоты. Так, длительные эксперименты в полевых условиях на природных зоопланктонных сообществах (мезокосмы) в Северном море выявили заметные нарушения состояния копепод и других планктонных беспозвоночных (особенно на ранних стадиях развития) при воздействии сильно разбавленных (до 700 раз) пластовых вод с содержанием углеводородов нефти 5–15 мкг/л [Davis et al., 1981; Gamble et al., 1987]. Аналогичные эксперименты у западного побережья США (пролив Санта Барбара) также показали снижение выживаемости и сублетальные нарушения на эмбриональных и личиночных стадиях развития планктонных беспозвоночных при их экспонировании в толще воды на расстояниях до 100 м от места сброса пластовых вод [Osenberg et al., 1992; Raimondi, Schmitt, 1992; MMS, 1995].

Следует напомнить о рассмотренных ранее (см. гл. 2) аномально высоких уровнях биологического потребления кислорода (БПК), которые могут составлять в среднем для некоторых типов пластовых вод до 4000 мгО₂/л [ICES, 1999]. Это несомненно отражает дефицит кислорода (вплоть до нулевых значений) в сбрасываемых с платформ водах, а также присутствие в них значительных количеств легко окисляемых органических веществ. Если учесть, что характерное содержание кислорода в поверхностных морских водах составляет около 8 мг/л, то для биохимической деградации всей органики в 1 л пластовой воды (при БПК равном 4000 мгО₂/л) потребуется 500 л морской воды. Легко оценить теперь, что при сбросе пластовых вод в объеме около 300 млн т/год, как это имеет место в Северном море [ICES, 1999; OSPAR, 2009], примерно 15×10^{10} м³ морской воды будут лишены кислорода, который уйдет на окисление органических веществ в пластовых водах.

Приведенные выше и другие известные факты такого рода [Krause et al., 1992; Swan et al., 1994; Peterson et al., 1996; Patin, 1997; Wills, 2000; Gray, 2002] указывают на возможность в определенных условиях заметных биологических и экологических нарушений при длительных (многолетних) сбросах пластовых вод с морских промышленных платформ. Подчеркнем, что этот вывод относится в основном к ситуациям в прибрежной морской зоне, в условиях небольших глубин и замедленного водообмена. Более подробный разговор на эту тему будет продолжен в т. 2, гл. 2.

3.4. ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ

В отходах буровых и промысловых работ практически всегда присутствуют так называемые тяжелые металлы в количествах, превышающих природные уровни их содержания в морской среде. К их числу обычно относят ртуть, свинец, кадмий и ряд других элементов группы металлов, способных накапливаться в живых организмах и оказывать вредное воздействие.

Поведение и биологические эффекты тяжелых металлов в морских экосистемах активно исследуются на протяжении последних десятилетий во многих странах. Это обусловлено, с одной стороны, известными фактами отравления людей при потреблении морепродуктов с высоким содержанием ртути и других токсичных металлов (вспомним, например, трагические события в заливе Минамата, Япония) и, с другой стороны, разработкой точного и быстрого метода атомно-абсорбционного определения металлов в природных образцах. Надо отметить, однако, что эколого-токсикологическая интерпретация огромного массива накопленных результатов этих исследований, в т. ч. связанных с оценкой последствий морской добычи углеводородов, иногда бывает не вполне корректной из-за игнорирования ряда принципиально важных положений морской биогеохимии и экотоксикологии тяжелых металлов. Перечислим некоторые из них опираясь на известные сводные публикации по данной проблеме [Патин, Морозов, 1981; Христоворова, 1989; Саенко, 1992; Calmano et al., 1998; Chapman et al., 1998].

- Большинство тяжелых металлов относятся к группе природных микроэлементов, без которых жизнь была бы невозможной ни на суше, ни в море. Переходы от недействующих концентраций к оптимальным и стимулирующим дозам, а затем к сублетальным и летальным уровням этих элементов в морской среде происходят в довольно широком диапазоне концентраций (обычно в пределах одного-трех порядков величин) и зависят от многих биотических и абиотических факторов.
- Для тяжелых металлов (как и для всех микрокомпонентов морской среды) характерна очень высокая изменчивость содержания в морской воде, донных осадках, взвешенном веществе и живых организмах. В результате физико-химических и биологических процессов на границе раздела фаз (сорбция, соосаждение, накопление в организмах и др.) распределение микроэлементов в морских экосистемах отличается сильной неоднородностью (пятнистостью).
- Биоаккумуляция металлов и их биологическое действие (в т. ч. токсические свойства) определяются не только и не столько их концентрацией в среде, сколько формой нахождения. В прибрежных и шельфовых экосистемах основная масса тяжелых металлов (до 80–90 % в морской воде, до 90–100 % в донных осадках и взвеси) находится в нерастворимой и биологически неактивной форме.

Из этих констатаций вполне очевидно, например, что некоторые отличия микроэлементного состава сбрасываемых в море твердых буровых отходов (очищенных шламов и взвешенной фракции пластовых вод и буровых растворов) от состава донных осадков в зоне сброса не могут оказать ощутимого влияния на бентосные организмы и сообщества. Как показывают прямые наблюдения [Voesch, Rabalais, 1987; Chapman et al., 1991; BOS, 1991; Muschenheim, Milligan, 1996; Gray, 2002], воздействие таких сбросов носит чисто физический характер и сводится в основном к локальным нарушениям структуры (дисперсности) донных субстратов.

Повышенное (по сравнению с локальным природным фоном) содержание в твердых буровых отходах тяжелых металлов может возникать не только из-за раз-

Таблица 3.9
**Содержание металлов
 в образцах барита и бентонита
 по данным фирмы «Бароид»
 [Проект «Сахалин 2», 1997]**

Металл	Содержание, мг/кг	
	Барит	Бентонит (Aquagel)
Барий	1496	30
Бериллий	<0,5	<0,5
Ванадий	<10	<10
Железо	1249	13590
Кадмий	0,2–1,1	2
Кобальт	<5	<5
Марганец	94	630
Медь	7	6
Молибден	<1	<1
Мышьяк	3	8,5
Никель	8	7
Ртуть	<0,2	<0,2
Свинец	12	58
Селен	<1,2	<1,2
Серебро	<5	<5
Сурьма	33	26
Таллий	<0,5	<0,5
Хром	<5	<0,5
Хром (VI)	<0,5	<5
Цинк	25	81

личия микроэлементного состава выбуренной горной породы и донных отложений в данном месте. Это может быть также результатом введения в буровые рецептуры некоторых лигносульфонатов, содержащих железо и хром, а также барита с примесями металлов (табл. 3.9).

Практически все известные в данной области исследования показывают, что следовые металлы в буровых растворах и шламах находятся в нерастворенной форме и, за исключением бария, их содержание колеблется в пределах природной изменчивости геохимического фона микроэлементов в донных осадках. О широких диапазонах такой изменчивости можно судить по сводным данным в табл. 3.10. Аналогичные данные для пластовых вод приведены в табл. 3.11. Отметим, что указанные в этой таблице высокие концентрации ряда тяжелых металлов относятся к их взвешенным формам, на долю которых обычно приходится более 80–90 % от валового содержания металла в пластовых водах. Что касается бария в буровых растворах, то он входит в состав барита ($BaSO_4$) — нерастворимого природного минерала. Его LC_{50} в острых опытах (96 ч) превышает 1000 мг/л [Leuterman et al., 1989], а ПДК при хроническом воздействии равна 2 мг/л [Нормативы качества..., 2011]. Следовательно, согласно международной классификации (см. табл. 3.2),

барит относится к группе нетоксичных веществ. Характер и механизм его действия должны быть близки к тем эффектам, которые наблюдаются при повышенных концентрациях в морской среде минеральной взвеси, в т. ч. бентонита. Эффекты такого рода подробно рассмотрены в гл. 6.

Значительное обогащение тяжелыми металлами донных осадков, взвеси, а также твердой фазы буровых растворов (в т. ч. барита) и пластовых вод по сравнению с морской водой (в тысячи и десятки тысяч раз в пересчете на единицу объема или веса) иногда трактуют как фактор экологической опасности и повышенной токсичности. При этом игнорируется тот простой факт, что в данном случае металлы присутствуют в абсолютно недоступной для биологического усвоения форме (обычно в структуре кристаллической решетки глинистых минералов, сульфатов, сульфидов, силикатов). В такой форме они не более опасны, чем те же металлы в составе песка на морском пляже или стеклянной посуды, которой мы пользуемся ежедневно.

Таблица 3.10

**Содержание металлов в твердой фазе буровых отходов
и типичных морских осадках [Neff, 1988; Smith et al., 1997]**

Металл	Концентрации в твердой фазе, мг/кг сухого веса		Концентрация в морских осадках, мг/кг сухого веса
	Буровой раствор	Буровой шлам*	
Барий	720–49000	3160	60–8100
Хром	10,9–1159	44	10–200
Кадмий	0,5–3,5	<2	0,3–1,0
Медь	2,8–119	–	8–700
Железо	16000–27000	–	20000–60000
Ртуть	0,015–2,8	<1	0,05–3,0
Свинец	5,0–241	10	6–200
Цинк	42–397	80	5–4000
Никель	3,8–19,9	15	2–10 (10–1000)**
Серебро	1,8–2,3	–	2–20
Ванадий	14–28	11	10–500
Марганец	290–400	–	100–10000

* Средние величины.

** Концентрации никеля в пределах 10–1000 мг/кг относятся к глубоководным морским осадкам.

Таблица 3.11

**Содержание тяжелых металлов и природных радионуклидов в морской воде
и пластовых водах, сбрасываемых в Мексиканском заливе и Северном море
(составлено по сводным данным [Swan et al., 1994; ICES, 1999])**

Металл	Морская вода (растворенные формы), мкг/л		Пластовые воды (растворенные и взвешенные формы), мкг/л	
	Мексиканский залив	Северное море	Мексиканский залив	Северное море
Мышьяк	1–3	3,0	98–320	5,0
Барий	30–50	50,0	11500–97600	660–6600
Кадмий	0,004–0,02	0,01–0,05	0,12–98	<5–190
Хром	0,1–0,5	0,1–0,5	0,71–390	<20–260
Медь	0,03–0,15	0,1–1,0	0,4–1455	10–800
Ртуть	0,0004	0,001–0,1	0,06–0,07	<1–4
Никель	0,10–0,23	0,1–0,5	0,4–1674	<20–1200
Свинец	0,005–0,06	0,01–0,06	1,5–5700	<30–840
Цинк	0,007–5,0	0,5–4,0	35–1600	<5–68960
Радий-226*	0,2–0,7	Нд**	<1–930	Нд**
Радий-228*	0,0–10,3	Нд**	<1–928	Нд**

* Концентрация в пикокюри/л (1 пикокюри = 3,7×10¹² распадов/с).

** Нд — нет данных.

Известные результаты экспериментальных и полевых работ по оценке накопления тяжелых металлов в морских организмах в районах сброса буровых отходов [Bothner et al., 1985; Smith et al., 1997; IAOGP, 2002], а также в донных осадках, обогащенных баритом [Neff et al., 1989; Peterson et al., 1996], не выявили заметных эффектов биоаккумуляции металлов, в т. ч. за счет их накопления по пищевой цепи. Как и следовало ожидать на основе рассмотренных выше материалов, все эти эффекты укладываются в пределы естественного биогеохимического фона. Высокое содержание некоторых металлов, например железа, в буровых отходах (особенно в пластовых водах) может создавать технологические трудности при перемещении и обработке продукции скважин на платформах [IAOGP, 2002].

3.5. ПРИРОДНЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ

Примерно в 1980-е годы при разработке нефтегазовых месторождений в некоторых странах стали неожиданно возникать проблемы обеспечения радиационной безопасности рабочих, занятых очисткой оборудования, которое длительное время использовалось для перекачки и обработки пластовых вод [GESAMP, 1993; Fisher, 1998]. Оказалось, что помимо органических и минеральных компонентов, в составе буровых и промысловых отходов (в основном в пластовых водах) присутствуют вещества, являющиеся источником ионизирующей радиации. Речь идет о природных радионуклидах, прежде всего о двух изотопах радия — радий-226 и радий-228 с периодом полураспада 1600 и 6 лет соответственно, которые являются дочерними продуктами распада урана-238 и тория-232. При контакте подземных вод с горными породами и нефтегазоносными структурами, в которых практически всегда присутствуют уран, торий и их дочерние радионуклиды, последние частично растворяются и затем выносятся на поверхность с продукцией скважин в составе пластовых вод.

По мере циркуляции пластовых вод в скважине и технологическом оборудовании на платформах их соленость, температура и давление меняются, за счет этого снижается растворимость солей радия, и они начинают откладываться в виде сульфатов в местах изгибов и соединений труб, на фланцах, вентилях и т. д. Как правило, в этих же местах локализуются отложения барита ($BaSO_4$), который в больших количествах используется при буровых работах в качестве утяжелителя. Благодаря сходству химических свойств $RaSO_4$ и $BaSO_4$, последний является по существу носителем для микроколичеств радия. При длительной эксплуатации в таком режиме оборудование покрывается налетом нерастворимых солей радия и становится источником радиационной опасности для персонала на платформах. По результатам обследования нефтяных промыслов на месторождениях США, уровень радиоактивности таких отложений обычно в тысячи раз превышает естественный радиоактивный фон прилегающих горных пород и почв [USGS, 1999].

Возникновение подобных отходов и их накопление по мере эксплуатации и «старения» нефтегазовых месторождений требует, естественно, принятия соответствующих мер. В зависимости от ситуации и прежде всего от количества и

уровня радиоактивности накопленных на платформах отходов их либо закачивают в подземные пласты либо вывозят на берег для специальной обработки и хранения [MMS, 1995; ICES, 1998].

Помимо прямой опасности для тех, кто работает на буровых установках, радионуклиды радия могут представлять определенную радиационную угрозу для населения в тех случаях, когда пластовые воды в больших количествах и длительное время поступают в морскую среду. Напомним, что объемы извлекаемы из недр пластовых вод соизмеримы с объемами добываемой нефти (см. гл. 2), а уровень их радиоактивности в десятки и сотни раз превышает природную радиоактивность морской воды. Например, в Северном море фоновая концентрация радия-226 составляет 0,03–0,04 Бк/л, тогда как в сбрасываемых пластовых водах она колеблется от 0,2 до 15 Бк/л [Veil et al., 2004]. Известны районы, где эта концентрация превышает 60 Бк/л [Pillay et al., 2010].

В этой связи возникает ряд вопросов относительно поведения избыточных количеств радия в морских экосистемах, возможности его накопления в морепродуктах и потенциальной опасности для здоровья населения. Поискам ответов на эти вопросы были посвящены специальные радиоэкологические исследования на шельфах ряда стран, где в течение многих лет за борт нефтяных платформ в больших количествах удаляются пластовые воды. Результаты таких работ, выполненных в США, Великобритании, Нидерландах и Норвегии [Heling, Van der Steen, 1994; USGS, 1999; DTI, 2003; IAOGP, 2005; SINTEF, 2008], показали, что риск радиационного воздействия на человека, а также на морские организмы за счет поступления радия с пластовыми водами в море сравнительно невелик. Уровни радиационного облучения при этом в тысячи раз ниже максимально допустимых уровней облучения для населения. Следовательно, есть основания полагать, что данный фактор не оказывает существенного влияния ни на здоровье людей, ни на состояние морской биоты.

Вместе с тем, эту проблему нельзя считать полностью решенной в силу следующих фактов и обстоятельств.

- Во-первых, из-за сильной пространственно-временной изменчивости состава пластовых вод уровень их радиоактивности может неожиданно возрастать.
- Во-вторых, наиболее опасный радионуклид радий-226 имеет период полураспада 1600 лет, и потому может длительное время находиться в морских экосистемах и вызывать кумулятивные эффекты с трудно прогнозируемыми последствиями.
- В-третьих, закачиваемые в скважины пластовые воды или удаляемые на суше твердые радиоактивные отходы могут служить источником радиоактивного загрязнения грунтовых вод и создавать угрозу для питьевого водоснабжения. Подобные ситуации уже возникают в некоторых странах в районе Персидского залива [Pillay et al., 2010].

В этой связи есть основания считать необходимым введение регулярного контроля за уровнем радиоактивности пластовых вод, а также регламентацию содержания в них отдельных радионуклидов, особенно в ситуациях удаления больших количеств подобных отходов в морскую среду.

Выводы

1. Накопленные к настоящему времени обширные материалы о токсических свойствах отходов буровых и промысловых работ отличаются сильной разнородностью и разбросом результатов. Это связано как с разнообразием используемых методов, так и с широкими пределами колебаний состава отходов в зависимости от сочетания многих природных и техногенных факторов.

2. Повсеместно используемые сейчас при бурении скважин в море буровые растворы на водной основе относятся к группе нетоксичных материалов. Величины их LC_{50} (96 ч) лежат в пределах 10^5 – 10^6 мг/л, а ПДК в пределах 10–100 мг/л. Примерно такие же величины характерны для нового поколения буровых растворов на синтетической основе.

3. Эпизодически применяемые буровые растворы на нефтяной основе имеют повышенную токсичность. Их LC_{50} (96 ч) обычно равны 10–100 мг/л, и они относятся к слабо или умеренно токсичным веществам.

4. Наибольшей чувствительностью реагирования на присутствие буровых растворов отличаются ранние (эмбриональные и личиночные) стадии развития большинства видов морской фауны, особенно ракообразных. Межгрупповые различия токсикорезистентности морских организмов отсутствуют или проявляются в нечеткой форме.

5. Основной механизм вредного воздействия буровых растворов (кроме нефтесодержащих) на морскую биоту связан главным образом с присутствием в их составе (до 20 %) тонкодисперсной минеральной фракции бентонита, барита и остатков бурового шлама. Все остальные компоненты (буровые добавки) присутствуют в значительно меньших концентрациях (в сотни и тысячи раз) и не играют существенной роли в формировании суммарной токсичности смесевых растворов.

6. Действие буровых шламов на морские организмы носит в основном физический характер. В случае присутствия в шламах нефти в количествах более 1 г/кг эти эффекты сопровождаются сублетальной и летальной токсичностью.

7. Пластовые воды менее токсичны по сравнению с буровыми растворами: их LC_{50} в острых опытах изменяются обычно в пределах концентраций (разбавлений) от 0,1 % до 30 %. Однако длительные (многолетние) сбросы и большие объемы этих вод, а также присутствие в них остатков нефти (обычно более 20–40 мг/л) и очень сильная изменчивость (иногда неопределенность) их химического состава делают этот вид отходов одним из главных факторов экологической опасности. Эта опасность значительно усиливается при сбросах пластовых вод в мелководных районах с ограниченным водообменом.

8. Тяжелые металлы в буровых растворах, шламах и пластовых водах находятся в основном в твердой фазе и в недоступной для биологического усвоения форме — обычно в структуре кристаллической решетки глинистых минералов, сульфатов, сульфидов, силикатов. По этой причине, а также из-за соизмеримости их концентраций с природным геохимическим фоном они не могут приводить к каким-либо заметным токсическим эффектам в морской среде.

9. В связи с повышенной радиоактивностью пластовых вод за счет присутствия в них радионуклидов радия необходим контроль радиационной ситуации как на промысловых платформах, так и в районах длительного удаления таких отходов в морскую среду.

ЛИТЕРАТУРА

- Кошелева В.В., Мигаловский И.П., Новиков М.А., Горбачева Е.А., Лантеева А.М.* Реакции гидробионтов на загрязнение среды при разработке нефтегазовых месторождений шельфа Баренцева моря.— Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1997.— 91 с.
- Нормативы* качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в т. ч. нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения.— М.: Изд-во ВНИРО, 2011.— 257 с.
- ООН (Организация Объединенных Наций). Согласованная на глобальном уровне система классификации опасности и маркировки химической продукции. Третье пересмотренное издание.— Нью-Йорк, Женева: ООН, 2009.— 654 с.
- Патин С.А.* Эколого-токсикологические аспекты изучения и контроля качества водной среды // Гидробиологический журнал.— 1991.— Т. 27, № 3.— С. 75–80.
- Патин С.А.* Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа.— М.: Изд-во ВНИРО, 1997.— 350 с.
- Патин С.А.* Эколого-токсикологические подходы к оценке биологических последствий и рыбохозяйственного ущерба от разработки морских нефтегазовых месторождений // Материалы международного семинара по проблеме нормативно-методического обеспечения оценок ущерба рыбному хозяйству от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе.— М.: РАН, 1999.— С. 75–78.
- Патин С.А.* Мифы и реалии эколого-рыбохозяйственного нормирования качества водной среды // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов.— М.: Научный совет ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, 2011.— С. 151–156.
- Патин С.А., Морозов Н.П.* Микроэлементы в морских организмах и экосистемах.— М.: Пищепромиздат, 1981.— 205 с.
- Патин С.А., Соколова С.А.* Биотестирование буровых растворов, применяемых на шельфе Сахалина при реализации проекта «Сахалин 1».— М.: ВНИРО, 1998.— 40 с.
- Проект «Сахалин 1».* Отчет о результатах экологического мониторинга при бурении разведочных скважин на площади Аркутун-Даги в 1997 г.— Эксон Нефтегаз.— 1997.
- Проект «Сахалин 1».* Обоснование экологической безопасности при буровых работах на месторождении Аркутун-Даги в 1998 г.— М.: Эксон Нефтегаз, 1998.
- Проект «Сахалин 2».* Техничко-экономическое обоснование обустройства Пилтун-Астохского лицензионного участка. Т. 9. Охрана окружающей среды.— М., 1997.
- Руководство по ОСЗТ.* Руководство по охране окружающей среды, здоровья и труда. Разработка морских нефтегазовых месторождений.— Международная финансовая корпорация, Группа Всемирного Банка.— 2007.— 34 с.
- Саенко Г.Н.* Металлы и галогены в морских организмах.— М.: Наука, 1992.— 200 с.
- Христофорова Н.К.* Биоиндикация и биомониторинг загрязнения морских вод тяжелыми металлами.— М.: Наука, 1989.— 192 с.
- Arctic Council.* Arctic offshore oil and gas guidelines.— Protection of the Arctic Marine Environment Working Group, 2009.— 90 p.
- Armstrong S.L., Cranford P.J., Lee K.* (eds.). Offshore oil and gas environmental effects monitoring: approaches and technologies.— London: Battelle Press, 2005 — 631 p.
- Boesch D.F., Rabalais N.N.* (eds.). Long-term environmental effects of offshore oil and gas developments.— New York: Elsevier Applied Science, 1987.— 708 p.
- Booman C., Foy L.* Effects of water soluble fraction of crude oil on marine fish larvae and crustaceans // Produced water 2: Environmental issues and mitigation technology.— New York: Plenum Press, 1996.— P. 149–162.

- BOS (Battelle Ocean Sciences). California OCS Phase II Monitoring Program. OCS Study MMS 91-0083.— Final Report to USDO, MMS, Pacific OCS Region, Camarillo, Calif.— 1991.
- Bothner M.H, Rendigs R.R., Campbell E.Y, Doughton M.W. et al. The George Bank Monitoring Program: analysis of trace metals in bottom sediments during the third year of monitoring.— Final Report submitted to the US Mineral Management Service. Prepared by the US Geological Survey, Woods Hole, MA.— 1985.— 100 p.
- Burke Ch.J., Veil J.A. Synthetic-based drilling fluids have many environmental pluses // *Oil and Gas Journal*.— Nov.1995.— P. 59–64.
- Cairns W.J. (ed.). North Sea oil and the environment. Developing oil and gas resources, environmental impacts and responses.— London and New York: Elsevier Applied Science, 1992.— 722 p.
- Calmano W., Roeters P., Vellinga T. Contaminated sediments // *Water Science and Technology*.— 1998.— Vol. 37. —No. 6–7.— P. 263–272.
- Chapman P.M., Power E.A., Dexter R.N., Andersen H.B. Evaluation of effects associated with an oil platform using the Sediment Quality Triad // *Environmental Toxicology and Chemistry*.— 1991.— Vol. 10.— P. 407–424.
- Chapman P.M., Wang F., Janssen C., Persoone G., Allen H.E. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation // *Can. J. Aquat. Sci.*— 1998.— Vol. 55, No. 10.— P. 2221–2243.
- Davies J.M., Hardy R., McInter A.D. Environmental effects of North Sea oil operations // *Marine Pollution Bulletin*.— 1981.— Vol. 12.— P. 412–417.
- DTI (Department of Trade and Industry). Strategic Environmental Assessment. Area North and West of Orkney and Shetland.— Department of Trade and Industry (UK), 2003.— 210 p.
- EPA (US Environmental Protection Agency). Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms (4th edition).— EPA/600/4-90/027.— Washington, DC, 1991.
- ExxonMobil. Revised 2010 Annual Report Offshore Environmental Effects Monitoring Program Sable Offshore Energy Project.— Halifax: ExxonMobil Canada Properties, 2011.— 35 p.
- Fisher R.S. Geologic and geochemical controls on naturally occurring radioactive materials (NORM) in produced water from oil, gas, and geothermal operations.— *Environmental Geosciences*.— 1998.— Vol. 5, No. 3.— P. 139–150.
- Gamble J.C., Davies J.M., Hay S.J., Dow F.K. Mesocosm experiments on the effects of produced waters from offshore oil platforms in the northern North Sea // *Sarsia*.— 1987.— Vol. 72, No. 3–4.— P. 383–387.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). Impact of oil and related chemicals and wastes on the marine environment // *GESAMP Reports and Studies*.— 1993.— No. 50.— 180 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). Report of the twenty-seventh session of GESAMP// *GESAMP Reports and Studies*.— 1997.— No. 63.— 48 p.
- Gray J. Perceived and real risks: produced water from oil extraction.— *Marine Pollution Bulletin*.— 2002.— Vol. 44.— P. 1171–1172.
- Heling R., Van der Steen J. Risks of discharges of naturally occurring radioactive matter by oil and gas production platforms on the Ditch part of the Continental Shelf.— KEMA Report 40287-NUC.— The Netherlands, 1994.
- IAOGP (International Association of Oil and Gas Producers). Aromatics in produced waters: occurrence, fate and effects, and treatments // *IAOGP Report No. 1/20.324*, 2002.— 25 p.
- IAOGP (International Association of Oil and Gas Producers). Environmental aspects of the use and disposal of non aqueous drilling fluids associated with offshore oil and gas operations // *IAOGR Report No. 342*, 2003.— 105 p.
- IAOGP (International Association of Oil and Gas Producers). Fate and effects of naturally occurring substances in produced water on the marine environment // *IAOGR Report No. 364*, 2005.— 37 p.
- IAOGP (International Association of Oil and Gas Producers). Environmental performance indicators 2012 data // *IAOGR Report No. 2012e*, 2013.— 54 p.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the Working Group on Environmental Assessment and Monitoring Strategies.— *ICES CM 1998/E:4*.— 1998.— 68 p.

- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment 1998 — Copenhagen: ICES, 1999.— 375 p.
- IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association). Drilling fluids and health risk management.— London: IPIECA, 2009.— 60 p.
- Jacobs R.P.W.M., Marquenie J.M. Produced water discharges from gas/condensate platforms: environmental considerations // The First International Conference on Health Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production.— The Hague, Netherlands: Society of Petroleum Engineers, 1991.— P. 89–96.
- Krause P.R., Osenberg C.W., Schmitt J.R. Effect of produced water on early stages of a sea urchin: stage-specific responses and delayed expression // Produced water.— New York: Plenum Press, 1992.— P. 431–444.
- Leuterman A.J.J., Jones E.V., Bettge G.W., Stark C.L. New drilling fluid additive toxicity data developed // Offshore.— 1989.— Vol. 49.— P. 31.
- MMS (US Department of the Interior, Minerals Management Service). Outer continental shelf natural gas and oil resource management program: Cumulative effects (1987–1991).— OCS Report MMS 95-0007.— 1995.— 158 p.
- Muschenheim D.K., Milligan T.G. Flocculation and accumulation of fine drilling waste particulates on the Scotian Shelf (Canada) // Mar. Pollut. Bull.— 1996.— Vol. 32, No. 10.— P. 740–745.
- Neff J.M. Bioaccumulation and biomagnification of chemicals from oil well drilling and production wastes in marine food webs: a review.— Mass. Report to American Petroleum Institute.— Battelle Ocean Sciences, Duxbury, 1988.
- Neff J.M. Fates and effects of drilling mud and produced water discharged in the marine environment // Proceedings of the International Seminar on environmental impacts of the offshore oil and gas industry.— Moscow, 1998.
- Neff J.M., Breteler R.J., Carr R.S. Bioaccumulation and food chain transfer, and biological effects of barium and chromium from drilling muds by flounder, *Pseudopleuronectes americanus*, and lobster, *Homarus americanus* // Proceedings of the International Conference on Drilling Wastes. Calgary, Alberta, April 5–8, 1988.— London: Elsevier Applied Science Publishers Ltd., 1989.— P. 439–457.
- Neff J.M., McKelvie S., Ayers, Jr. R.C. Environmental impacts of synthetic based drilling fluids.— Report prepared for MMS (U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region).— New Orleans, LA., 2000.— 118 p.
- Osenberg C.W., Schmitt R.J., Holbrook S.J. Spatial scale of ecological effects associated with an open coast discharge of produced water // Proceedings of the 1992 International Produced Water Symposium, San Diego, California.— New York, N.Y.: Plenum Press, 1992.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Assessment of impacts of offshore oil and gas activities in the North-East Atlantic.— London: OSPAR Commission, 2009.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Quality status report 2010 for the North East Atlantic.— London: OSPAR Commission, 2010.
- Parrish P.R., MacCauley J.M., Montgomery R.M. Acute toxicity of two generic drilling fluids and six additives, alone and combined, to mysids (*Mysidopsis bahia*) // Drilling wastes.— Elsevier Applied Science Publishers Ltd., 1989.— P. 415–426.
- Patin S.A. Environmental impact of the offshore oil and gas industry.— New York: EcoMonitor Publ., 1999.— 425 p.
- Peterson Ch.H., Kennicutt II M.C., Green R.H., Montagna P. et al. Ecological consequences of environmental perturbations associated with offshore hydrocarbon production: a perspective on long-term exposure in the Gulf of Mexico // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.— 1996.— Vol. 53, No. 11.— P. 2637–2654.
- Pillay A.E., Salih F.M., Maleek M.I. Radioactivity in oily sludge and produced waste water from oil. Environmental concerns and potential remedial measures // Sustainability.— 2010.— Vol. 2.— P. 890–901.
- Raimondi P.R., Schmitt R.J. Effects of produced water on settlement of larvae: field tests using red abalone // Proceedings of the 1992 International Produced Water Symposium, San Diego, California.— New York, N.Y.: Plenum Press, 1992.
- Rand G.M. (ed.). Aquatic toxicology. Effects, environmental fate, and risk assessment (Second edition).— Taylor and Francis, 1995.— 1125 p.

- Reed M., Johnsen S.* (eds.). Produced water 2: Environmental issues and mitigation technologies.— New York: Plenum Press, 1996.
- Schobben H.P.M., Vik E.A., Hutjes G.G., Karman C.C., Ofjord G.D.* An introduction to the CHAM model // Produced water 2: Environmental issues and mitigation technologies.— New York: Plenum Press, 1996.— P. 295–301.
- SINTEF.* Radioactivity in produced water from Norwegian oil and gas installations: concentrations, bioavailability and doses to marine biota — SINTEF Newsletters, March 2008 (www.sintef.no).
- Smith J.P., Ayers R.C., Tait R.D.* Perspectives from research on the environmental effects of offshore discharges of drilling fluids and cuttings.— Exxon Publication.— 1997.— 20 p.
- Swan J.M., Neff J.M., Young P.C.* Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia.— Sydney: Australian Petroleum Exploration Association, 1994.— 696 p.
- Terrens G.W., Tait R.D.* Effects on the marine environment of produced formation water discharges from Esso/BHPP's Bass Strait Platforms.— Esso Australia Ltd., Melbourne, Australia.— 1993.
- Trefry J.H., Troune R.P., Proni J.R.* Drilling fluid discharges into the Northwestern Gulf of Mexico // Wastes in the Ocean. Vol.4: Energy wastes in the oceans.— John Wiley & Sons, Inc., 1985.— P. 195–222.
- USGS (U.S. Geological Survey).* Naturally occurring radioactive materials (NORM) in produced water and oil-field equipment. An issue for the energy industry.— U.S. Department of the Interior (USGS), 1999.— 20 p.
- Veil J.A., Puder M.G., Elcock D., Redweik R.J.Jr.* A white paper describing produced water from production of crude oil, natural gas, and coal bed methane.— Pittsburgh: US Department of Energy, National Energy Technology Laboratory.— 2004.— 79 p.
- Wills J.* Muddied waters. A survey of offshore oilfield drilling wastes and disposal techniques to reduce the ecological impact of sea dumping.— Sakhalin Environment Watch, 2000.— 139 p.

Нефть как природный и антропогенный фактор в море

В силу ряда причин данная глава является ключевой в контексте всей книги. Это связано прежде всего с тем, что нефть* занимает первое место среди наиболее распространенных компонентов загрязнения, поступающих в морскую среду практически при всех видах хозяйственной деятельности в море и на берегу, особенно при разработке морских нефтегазовых месторождений. В тоже время нефть является природным субстратом, который всегда присутствует в Мировом океане независимо от деятельности человека. Это обстоятельство, а также многокомпонентность и изменчивость состава нефти и форм ее нахождения в море крайне осложняют как контроль нефтяного загрязнения морской среды, так и оценку экологического риска и последствий присутствия нефти в море.

Мировая научная литература по данной проблематике беспрецедентно обширна и насчитывает десятки тысяч публикаций во многих странах мира. Первые работы, посвященные нефтяному загрязнению Волги и Каспия, появились в России еще в конце XIX в. Надо полагать, что столь пристальный и устойчивый интерес науки к этой теме объясняется, во-первых, повсеместностью нефтяного загрязнения и его наглядностью (в виде, например, радужных пленок на поверхности водоемов) и, во-вторых, тем тревожным резонансом, который возникает каждый раз в мире после очередного крупного разлива нефти на морской акватории. В то же время специальные исследования [Lowden, 1998] показывают, что такого рода негативная общественная реакция формируется в основном на эмоциональном уровне под влиянием субъективных факторов, которые часто не соответствуют объективным научным данным и оценкам.

В последнее время накапливается все больше материалов, которые не согласуются с общепринятым представлением о нефти как об источнике глобальной экологической угрозы для Мирового океана. Вместе с тем по объему поступле-

* Здесь и далее под термином «нефть» будем иметь в виду не только сырую нефть, ее фракции (углеводороды) и нефтепродукты, но также промежуточные продукты их трансформации (выветривания и деградации) в природных условиях.

ния в морскую среду нефть остается бесспорным лидером среди всех загрязняющих биосферу веществ, а ее опасность на локальном и региональном уровнях (особенно при нефтяных разливах) может быть весьма высокой. Остановимся подробнее на этих и других сопутствующих вопросах опираясь как на собственные ранее сделанные обобщения [Патин, 1979; 1997; 2008; Patin, 1999; 2004], так и на последние сводные работы в этой области.

4.1. ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ И СВОЙСТВА НЕФТИ

С химической точки зрения сырая нефть, извлекаемая из промысловых скважин или выдавливаемая из нефтегазоносных структур на морском дне, представляет собой сложную смесь из нескольких тысяч индивидуальных химических веществ и соединений. К ним относятся в основном жидкие (насыщенные и ненасыщенные) углеводороды (80–90 %) с примесью других органических соединений (нафтеновые кислоты, асфальтены, смолы, меркаптаны и др.), а также воды (до 10 %), растворенных газов (до 4 %), минеральных солей и микроэлементов. Из анализа 500 образцов различных нефтей установлено, что «типичная» нефть содержит в среднем 57 % алифатических углеводородов, 29 % ароматических углеводородов, 14 % асфальтенов и других сложных неуглеводородных соединений [Swan et al., 1994]. Приближенное представление об основных нефтяных фракциях и их составе можно получить по диаграмме на рис. 4.1.

При всем разнообразии нефтяных углеводородов в них обычно выделяют четыре базовые группы (классы) соединений:

- *алканы* — алифатические (парафиновые, метановые) насыщенные углеводороды (АУВ) с прямой или разветвленной цепью атомов углерода (40–50 % по объему);
- *арены* — ароматические ненасыщенные циклические соединения ряда бензола, где атомы водорода могут быть также замещены алкильными группами (обычно до 10–20 %, реже — до 35 % по объему);
- *нафтены* (циклопарафины) — насыщенные циклические и полициклические соединения, в которых атомы водорода могут быть замещены алкильными группами (25–75 % по объему);
- *олефины* — ненасыщенные нециклические углеводороды с прямой или разветвленной цепью и двойной связью $C = C$. Соединения этого ряда не входят в состав сырой нефти, но являются основным продуктом ее крекинга.

Большинство нефтяных углеводородов (кроме моноароматических) плохо растворимы в воде и легко экстрагируются органическими растворителями (гексан, хлороформ, метанол и др.), что позволяет извлекать их из природных образцов для аналитического определения. При разливах в море в растворенное состояние обычно переходит менее 1 % от объема разлитой нефти [Yender et al., 2002].

При добыче и первичной обработке сырая нефть дважды смешивается с водой: первый раз при выходе из скважины вместе с сопутствующей пластовой водой и второй раз — в процессе обессоливания, т. е. промывки пресной водой

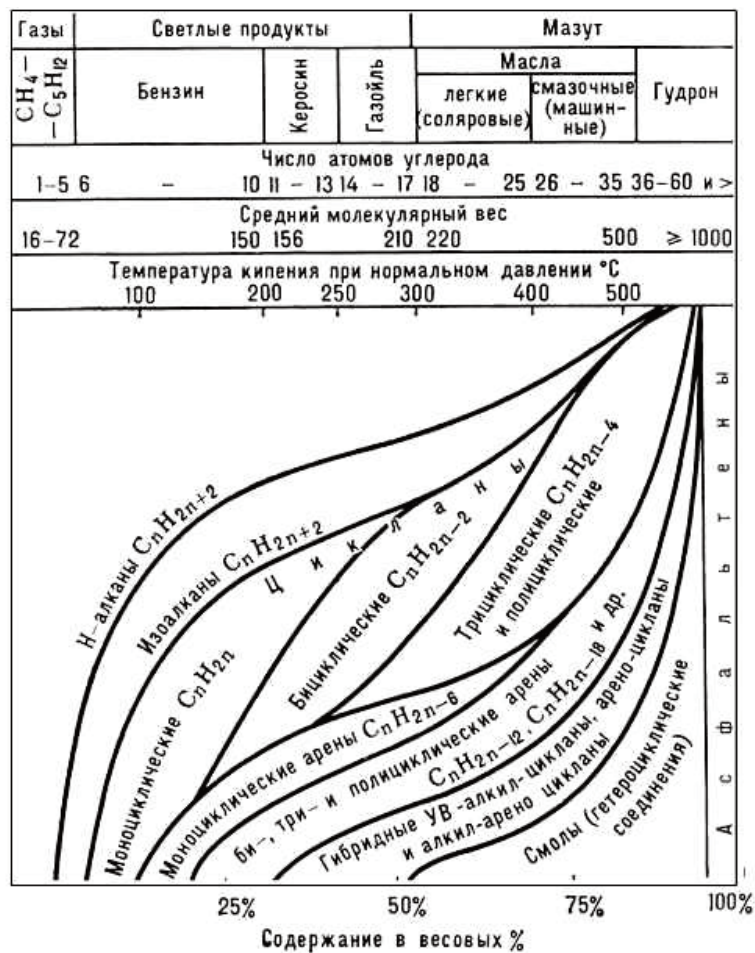


Рис. 4.1. Характерный состав и основные фракции сырой нефти

для удаления хлористых солей. Нефть и воду разделяют путем отстаивания, сепарации или, если она присутствует в виде стойкой эмульсии, с помощью специальных процедур обезвоживания.

В сырой нефти присутствуют также механические примеси в виде частиц песка, глины и других горных пород, которые способствуют образованию нефтяной эмульсии и затрудняют процессы ее переработки и транспортировки. Для облегчения этих процессов к сырой нефти иногда добавляют поверхностно-активные вещества.

С эколого-токсикологической точки зрения наибольшую опасность для обитающих в море организмов представляют ароматические углеводороды, в составе которых различают три группы соединений с характерными свойствами:

- бензол, толуол, этилбензол и ксилены и их изомеры (группа БТЭК) — моноциклические углеводороды;

- нафталин, фенантрен и дибензотиофен и их изомеры (группа НФД) — углеводороды с 2–3 кольцами ароматических соединений;
- полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) — углеводороды (кроме НФД) с 3–6 кольцами ароматических соединений.

Для углеводородов первых двух групп, особенно для БТЭК, характерна высокая растворимость в воде (до 500 мг/л) и способность быстро проникать в живые клетки и клеточные мембраны и разрушать их. Именно этим определяется острая токсичность нефти в первые часы (иногда — сутки) после разлива. Низкомолекулярные арены отличаются также низкой точкой кипения, и потому они быстро улетучиваются в атмосферу. По мере их испарения в составе ароматических углеводородов начинают доминировать ПАУ. Эта группа углеводородов довольно многочисленна и насчитывает более 100 соединений. Однако число ПАУ, повсеместно распространенных в биосфере, не превышает двух десятков индивидуальных углеводородов. К ним относятся прежде всего антрацен, флуорантрен, пирен, хризен, изомеры бензпиренов и ряд других соединений. Их концентрация в сырой нефти может меняться в широком диапазоне — от 0,1 до 10 % (обычно не более 1 %) и, как правило, резко падает по мере увеличения молекулярного веса углеводородов. Как показано на рис. 4.2, распределение и относительное содержание индивидуальных ПАУ в составе сырой нефти и нефтепродуктов сильно зависит от их типа.

Будучи устойчивыми и липофильными соединениями, высокомолекулярные ПАУ обладают в той или иной степени выраженными токсическими, мутагенными и канцерогенными свойствами. Их стабильность, мутагенная активность и токсичность нарастают с ростом молекулярного веса, тогда как растворимость и биологическая доступность снижаются.

Среди всех ПАУ особым вниманием исследователей пользуется бенз(а)пирен (БП). Его доля в составе ПАУ невелика и обычно не превышает 1–10 % от общего количества всех ПАУ, а концентрация в сырой нефти очень мала (около 10 мкг/г) [Yender et al., 2002]. Вместе с тем, высокая устойчивость БП в природных условиях, способность накапливаться в морских организмах, повышенная миграционная активность, а также выраженные мутагенные и канцерогенные свойства дают основания считать БП индикаторным соединением для всей группы ПАУ. Данные по содержанию и распределению БП в морских экосистемах позволяют судить о степени загрязнения морей канцерогенными ПАУ [Израэль, Цыбань, 1989; Немировская, 2013].

Помимо углеводородов, в составе сырой нефти следует различать фракцию неуглеводородных компонентов, включая смолы, асфальтены и ряд других высокомолекулярных соединений, которые практически не растворимы в воде и отличаются высокой полярностью и устойчивостью к действию факторов среды. По мере «выветривания» сырой нефти и нефтепродуктов при их попадании в море доля асфальтенов, а также некоторых гетероциклических соединений (смол) и циклопарафинов постепенно нарастает. Именно они доминируют в составе твердых нефтяных остатков в море и на берегу спустя длительное время (месяцы, годы) после нефтяных разливов. Известны оценки, согласно которым до 85 % нефтяного загрязнения гидросферы определяется неуглеводородными компонентами и продуктами их трансформации [Гурвич, Немировская, 2009].

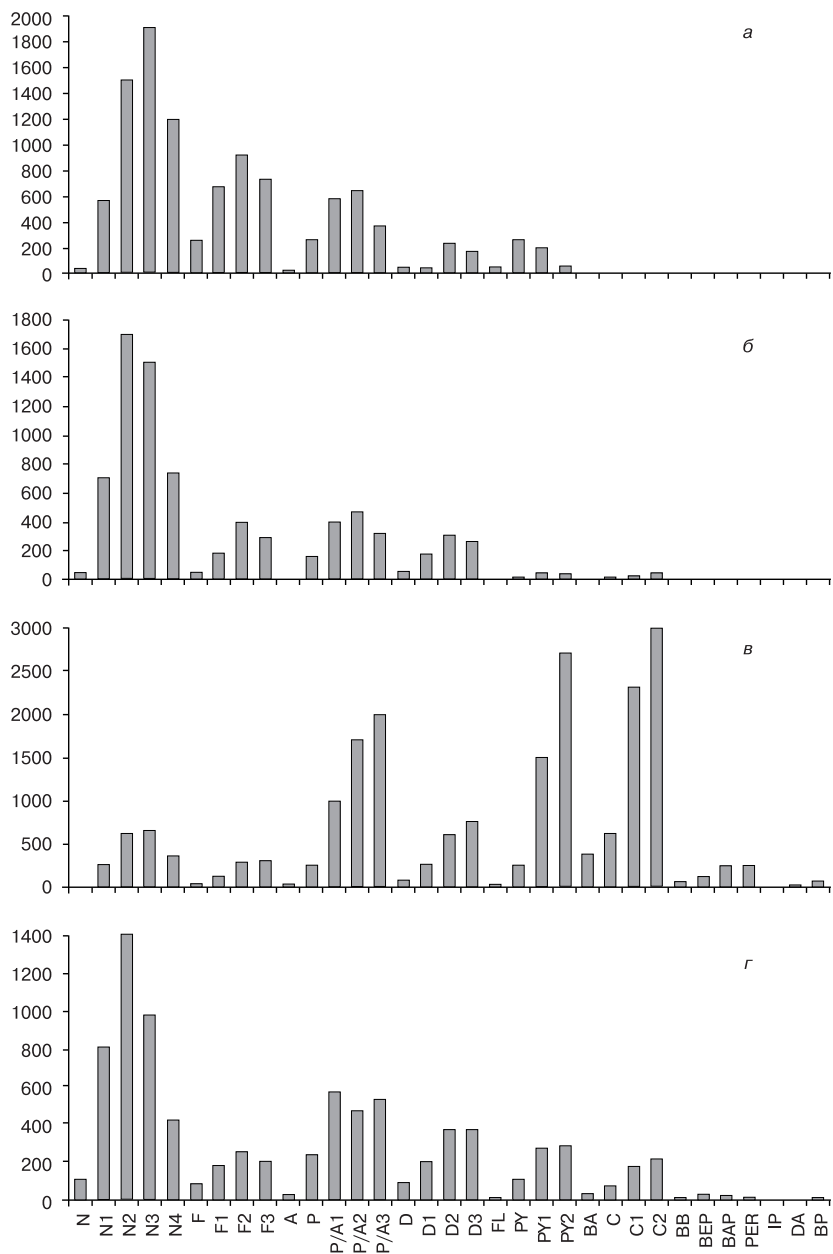


Рис. 4.2. Распределение концентраций индивидуальных ПАУ (мкг/кг) в составе нефти и нефтепродуктов разного типа [Yender et al., 2002]: *N* — нафталины, *F* — флуорены, *A* — антрацен, *P* — фенантрен, *D* — дибензотиофен, *FL* — флуорантен, *PY* — пирен, *BA* — бензоантрацен, *C* — хризен, *BB* — бензофлуорантен, *BEP* — бензо(а)пирен, *BAP* — бензо(е)пирен, *IP* *DA* — дибензоантрацен; *а* — легкое нефтяное топливо №2; *б* — сырая нефть (Луизиана); *в* — тяжелое нефтяное топливо №6; *г* — среднее нефтяное топливо IFO 180

От содержания высокомолекулярных парафинов сильно зависит способность нефтей к растеканию, поскольку при температурах ниже точки застывания парафины переходят в кристаллическую форму [API, 1999]. Эти процессы в значительной мере определяют биологические эффекты и последствия нефтяных разливов.

Поведение нефти в море самым существенным образом зависит не только от ее химического состава, но и от физико-химических свойств. К числу базовых показателей, которые определяют эти свойства, относятся:

- удельный вес (плотность относительно пресной воды);
- вязкость (способность прилипать и сопротивляться вымыванию);
- дистилляционные показатели (способность испаряться и улетучиваться);
- точка застывания (температура, ниже которой нефть становится очень густой и не растекается).

Характерно, что эти главные показатели меняются достаточно «синхронно» и в определенной взаимосвязи друг с другом. Как правило, увеличение плотности нефти сопровождается повышением ее вязкости и снижением способности испаряться в атмосферу и растекаться по твердой или жидкой поверхности.

Одним из главных свойств сырой нефти является ее плотность, которая зависит от содержания и состава углеводородов (особенно парафинов), асфальтенов и смол. Для ее выражения используют величину относительной плотности в г/см³ (по отношению к плотности воды) или количество единиц (в градусах) Американского института нефти (American Petroleum Institute, API). Принятое в России деление нефтей на четыре типа в зависимости от их плотности показано в табл. 4.1.

Таблица 4.1
Относительная плотность различных сортов нефти [Воробьев и др., 2005]

Нефть	Относительная плотность, г/см ³	Плотность API, °API*
Легкая	0,800–0,839	36,0–45,4
Средняя	0,840–0,879	29,5–36,0
Тяжелая	0,880–0,920	22,3–29,3
Очень тяжелая	Более 0,929	Менее 22,3

* Плотность в градусах API определяют по следующей формуле: API при 60 °F=141,5/плотность — 131,5

По величине плотности можно ориентировочно судить об углеводородном составе нефти. Более высокая плотность указывает на повышенное содержание ароматических углеводородов, а более низкая — на повышенное содержание парафиновых соединений. Углеводороды нафтеновой группы в этом отношении занимают промежуточное положение. Большинство видов сырой нефти имеют плотность в пределах от 0,78 до 1,00, и поэтому они не тонут в воде. Однако по мере «выветривания» (испарения, диспергирования, разложения) плотность нефти возрастает и иногда может превышать плотность воды. В таких случаях сценарии нефтяных разливов становятся особенно сложными и непредсказуемыми, а их последствия могут быть самыми неожиданными и тяжелыми [Патин, 2008].

Как и все остальные физико-химические свойства нефти, ее вязкость после разлива в море не является константой и постоянно меняется в зависимости от соотношения тяжелых и легких фракций. Чем больше доля легких компонентов,

например простых насыщенных АУВ, и чем меньше количество тяжелых фракций (в основном асфальтенов и смол), тем ниже вязкость нефти. Тяжелые вязкие нефти, мазут и другие подобные нефтепродукты медленно разрушаются в природных условиях. Они обладают высокой адгезией (способностью к прилипанию), и потому не растекаются в тонкие пленки, а образуют загустевшие нефтяные агрегаты, которые дрейфуют по поверхности воды или опускаются на дно. Выброшенные на берег вязкие нефтяные массы плотно прилипают к любым твердым субстратам, что сильно осложняет очистные работы.

Вязкость и другие свойства нефти сильно зависят от температуры. При низких температурах скорость испарения легких (летучих) фракций замедляется, тогда как плотность и вязкость обычно повышаются за счет кристаллизации парафиновых соединений. При этом способность нефти к растеканию снижается, а некоторые разновидности нефти и нефтепродуктов могут затвердевать.

Физические и физико-химические характеристики разных видов нефти и нефтепродуктов лежат в основе одной из признанных международных систем классификации типов нефти, наиболее часто перевозимых морским транспортом [ГОРФ, 2004]. Эта классификация особенно удобна для использования при моделировании и прогнозе нефтяных разливов в море. Она предусматривает выделение четырех групп нефти исходя прежде всего из их удельного веса и способности эмульгироваться в морской воде с образованием стойких эмульсий типа «вода в нефти». Известно, что при формировании таких эмульсий происходит значительное (в несколько раз) увеличение объема и площади нефтяного пятна в море.

На рис. 4.3 показано изменение во времени относительного количества нефти и нефтяной эмульсии после поступления на поверхность моря в процентах по отношению к исходному количеству для каждой из четырех групп нефти.

Группа I включает легкие фракции (бензин, керосин и др.) с удельным весом менее 0,8 и низкой температурой кипения. За счет быстрого испарения эти нефтепродукты быстро (в течение нескольких часов) рассеиваются, и потому обычно не образуют никаких эмульсий в водной среде.

Группа II включает виды нефти с удельным весом в пределах 0,8–0,85 и относительно большим содержанием летучих фракций. За счет испарения до 40 % от начального объема нефти этого типа улетучивается в течение первых 10–20 часов. Однако одновременно идет процесс формирования стойких эмульсий, и первоначальный объем загрязненной нефтью воды может значительно возрасти.

Группа III с удельным весом 0,85–0,95 близка по многим показателям к группе II, за исключением заметного преобладания в составе нефтей тяжелых фракций. Суммарный объем исходной нефти и образованных стойких эмульсий типа «вода в нефти» может существенно (до 3–4 раз) превосходить первоначальный объем разлива, что сильно замедляет процессы естественного рассеяния (диспергирования) нефтяных полей и повышает экологический риск и тяжесть последствий в случае выноса нефти на берег.

Группа IV объединяет те виды тяжелой нефти (удельный вес более 0,95), которые отличаются повышенной устойчивостью в морской среде за счет высокой

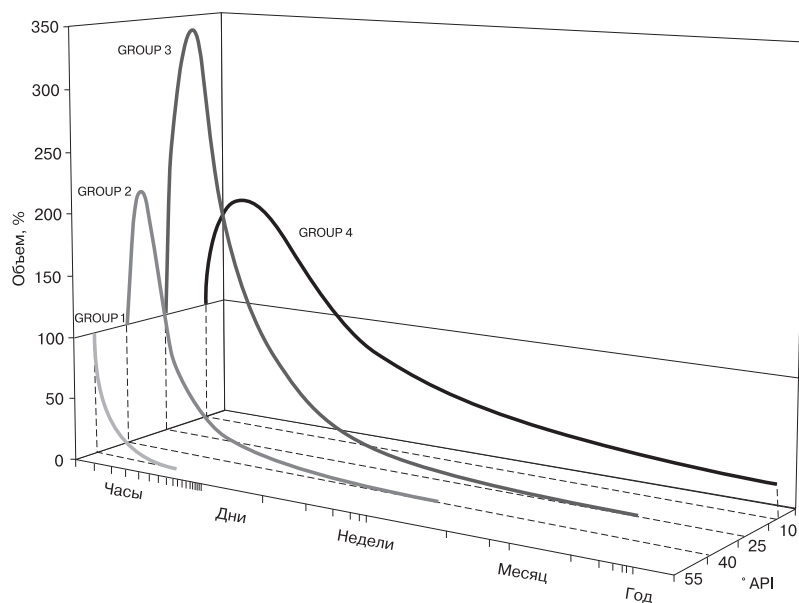


Рис. 4.3. Изменение объема нефти и нефтепродуктов разного типа в зависимости от времени с момента поступления на поверхность моря [ГОРФ, 2008]: описание каждой из четырех групп нефти см. текст

вязкости и обеднения их состава летучими соединениями. Время пребывания вязких конгломератов таких нефтей в море исчисляется неделями и месяцами, а их затвердевшие остатки могут годами дрейфовать по течению в подтопленном состоянии ниже поверхности моря.

В некоторых странах приняты более подробные классификации типов нефти с использованием важного с экологической точки зрения понятия «устойчивость нефти» [API, 1999]. В большинстве случаев к «устойчивым» типам относятся некоторые разновидности сырой нефти и мазута, а также тяжелого дизельного топлива и машинного масла.

В последнее время экологи уделяют повышенное внимание группе очень тяжелых типов нефти с удельным весом около единицы и с нейтральной или отрицательной плавучестью в морской воде. Эта группа включает в основном тяжелые разновидности остаточной нефти, мазута и других нефтепродуктов, которые отличаются высоким содержанием асфальтенов, смол и высокомолекулярных парафинов, а также повышенной вязкостью и низкой текучестью. В природных условиях такие разновидности нефти весьма устойчивы, практически не растворимы в воде и очень медленно деградируют за счет процессов выветривания. В морской воде они могут длительное время дрейфовать ниже поверхности моря или опускаться на дно [Ansell et al., 2001]. Разливы таких видов нефти в море обычно приводят к особенно серьезным и долговременным экологическим последствиям, а очистка берегов в таких случаях сопряжена с максимальными трудностями [Патин, 2008].

Наиболее распространенной разновидностью тяжелых нефтепродуктов является мазут (в основном топочный мазут), который получают после отгона из нефти легких топливных фракций (бензина, керосина, лигроина и дизельного топлива). Мазут представляет собой смесь углеводородов (с молекулярной массой от 400 до 1000 г/моль), нефтяных смол (с молекулярной массой от 500 до 3000 г/моль), асфальтенов, карбоидов и других соединений с примесью металлов (вольфрам, никель, железо и др.). По принятой в России классификации, плотность флотских мазутов и других сортов тяжелого топлива (мазуты марки М-60, М-80, М-100 и др.) может меняться в пределах 0,9–1,015 г/см³ (при 20 °С), а температура застывания от –5 до 40 °С, что самым радикальным образом определяет судьбу этих нефтепродуктов при их попадании в море.

В некоторых странах разработаны так называемые полевые системы классификации нефти для ее диагностики в ситуациях нефтяных разливов. Они основаны на простых и быстрых способах тестирования разлитой в море нефти с целью оперативной оценки ее свойств для выработки соответствующих мер реагирования на разливы. Одна из таких систем, принятая в США [Castle, Wehrenberg, 1997], включает 5 типов нефти.

- *Тип А.* Легкие виды нефтяного топлива и сырой нефти с низкой вязкостью.
- *Тип В.* Остаточные (парафиновые) топливные и сырые виды нефти (плавают в воде и растекаются).
- *Тип С.* Остаточные (асфальтеновые) топливные и сырые виды нефти (плавают в воде и растекаются).
- *Тип D.* Вязкие нефти (плавают в воде, но не растекаются).
- *Тип E.* Тонущие нефти (опускаются на дно или переносятся течениями).

Для целей оперативного контроля нефтяного загрязнения морской поверхности в Европейских странах принята классификация нефтяных slickов в зависимости от их цвета [Schallier et al., 2004]. Аналогичная классификация существует в России [Минтопэнерго, 1995]. Каждой градации соответствуют определенные диапазоны толщины нефтяной пленки и объемов разлитой нефти на единицу площади акватории. Эта классификация, а также другие системы такого рода [Практическое руководство, 2005] могут быть использованы как для предварительной оценки биологической опасности нефтяного загрязнения поверхности моря (особенно для морских птиц и млекопитающих), так и для принятия решений о мерах реагирования в аварийных ситуациях.

4.2. Источники и пути поступления в море

Вопрос о происхождении нефти, присутствующей в Мировом океане в самых разных формах и состояниях, имеет принципиальное значение для понимания масштаба и остроты проблемы нефтяного загрязнения. Это относится в первую очередь к соотношению природных и антропогенных источников поступления нефти и ее компонентов в морскую среду. Остановимся подробнее на этом вопросе опираясь на последние исследования в этой области.

4.2.1. Глобальные потоки

На рис. 4.4 дано графическое отображение рассмотренных ранее (см. гл. 2) мировых статистических данных и оценок, относящихся к последнему десятилетию XX в. Аналогичные оценки группы экспертов ООН приведены в табл. 4.2. В целом эти две группы оценок совпадают. Некоторое расхождение между ними объясняется использованием разных баз статистических данных и различием методологии оценок, особенно в отношении

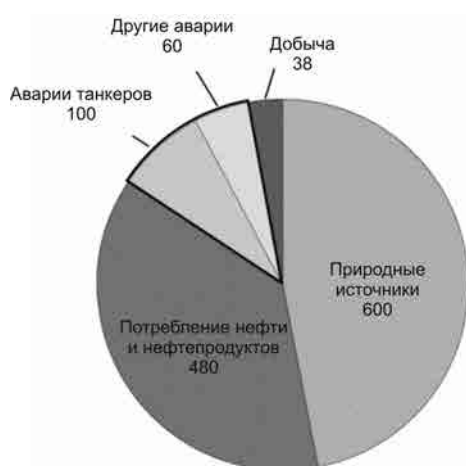


Рис. 4.4. Природные и антропогенные источники поступления нефти (тыс. т/год) в Мировой океан [NAS, 2003]

малых разливов нефти.

Из приведенных данных следуют несколько важных выводов, имеющих принципиальное значение для понимания глобального баланса поступления и распределения нефти в Мировом океане.

1. Доля природных источников нефти только за счет ее выходов с морского дна составляет в среднем около 50 % от глобального потока в морскую среду. Подчеркнем, что речь идет в основном о *сырой нефти*, а не о биогенных углеводородах, близких по составу к нефтяным АУ и ПАУ, которые постоянно продуцируются в море (см. ниже).

2. Следующий по мощности источник поступления в море нефти и нефтепродуктов (около 30 %) связан с судоходством разного типа. Сюда входят как штатные операции (сброс льяльных и балластных вод, очистка судов и др.), так и аварийные ситуации и нелегальные сбросы судовых нефтяных отходов (см. гл. 2).

3. Третий по значимости канал (около 10 %) включает широкий набор видов деятельности на берегу, связанных с потреблением, хранением и переработкой нефти, а также с удалением в прибрежные воды нефтесодержащих отходов разного состава и происхождения.

4. Вопреки распространенному мнению, аварийные разливы не являются главным источником нефтяного загрязнения морской среды. Их вклад составляет менее 10 % от суммарного (глобального) потока нефти в морскую среду.

Следует отметить, что пределы известных (в том числе последних и наиболее надежных) оценок глобального поступления нефти в морскую среду очень широки — от 0,5 до 8,3 млн т/год. Это объясняется не только неполнотой статистики и неопределенностью самого понятия «нефть в морской среде», но и большим разбросом оценок природных потоков сырой нефти в море (от 0,2 до 2 млн т), а также крупными аварийными разливами, объемы и частота которых могут скачкообразно меняться от года к году (см. гл. 2).

Для полноты картины следует напомнить еще об одном источнике нефтяного загрязнения моря, который обычно не принимается во внимание при разном

Таблица 4.2

Сводные данные об источниках и объемах поступления нефти в морскую среду в результате всех видов деятельности в море за период 1988–1997 гг. [GESAMP, 2007]

Источники поступления нефти в морскую среду	Мощность источников поступления, т/год	
	Общее поступление	Аварийные разливы
Суда всех типов, включая танкеры	457 000	163 000
Разведка и добыча нефти в море	20 000	600
Подводные трубопроводы	2 800	2 800
Береговые объекты*	115 000	2 400
Маломерные суда прибрежного плавания	53 000	–
Природные потоки с морского дна	600 000	–
Неизвестные источники	200	–
Всего	1 245 200	169 000

* Нефтяные терминалы, порты, нефтеперерабатывающие предприятия, хранилища нефти и др.

рода оценках. Речь идет о затонувших судах и танкерах, потерпевших крушение или потопленных во время Второй мировой войны [Monfils, 2005]. Большинство этих судов находятся на морском дне около 60 лет и являются потенциальным источником поступления в Мировой океан до 20 млн т нефти. О реальности и масштабности этой угрозы можно судить по данным на рис. 4.5. Имеются также статистические данные о том, что за период 1939–1997 гг. в море затонули 21500 военных и грузовых судов [GESAMP, 2007]. Есть основания ожидать, что с учетом времени пребывания затонувших судов на дне процесс выделения из них нефти

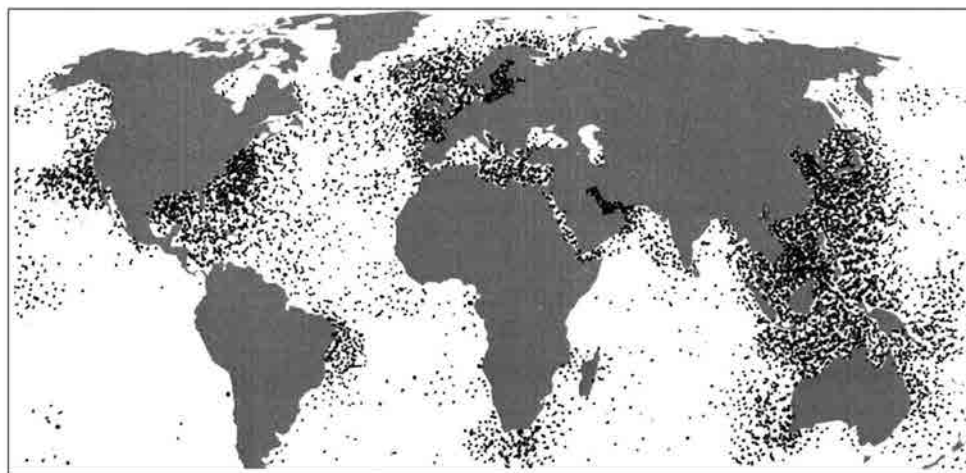


Рис. 4.5. Карта расположения останков 8569 затонувших во время Второй мировой войны судов, которые являются потенциальным источником поступления в Мировой океан до 20 млн т нефти [Michel et al., 2005]

и нефтепродуктов может усилиться в недалеком будущем, особенно в западной части Тихого океана [Michel et al., 2005].

4.2.2. Подводные выходы нефти

Миграционные выходы нефтесодержащих подземных флюидов на морском дне в районах разгрузки прилегающих снизу нефтегазоносных структур обнаружены во многих районах Мирового океана (рис. 4.6, вклейка). Такого рода выходы чаще всего происходят в виде нефтяных сипов (факелы углеводородов при просачивании нефти на дне), а также грязевых вулканов и грифонов, которые приурочены в основном к шельфам окраинных и внутриматериковых морей и охватывают акваторию до 10–15 % от площади Мирового океана. Как отмечено выше, вклад природных выходов углеводородов на дне в глобальный поток нефти в морскую среду оценивается сейчас величинами до 2 млн т/год при средней (наиболее вероятной) оценке 0,6 млн т/год. Для сравнения напомним, что поступление нефти в моря и океаны в результате всех аварийных разливов составляет около 130 тыс. т/год [Патин, 2008].

Надо признать, что изученность феномена природных выходов нефти на морском дне пока невелика. Наиболее обстоятельные работы в этой области выполнены в США на шельфах Южной Калифорнии, Мексиканского залива и Аляски. Здесь было показано, что до 95 % от общего поступления нефти в морскую среду в некоторых местах обусловлено нефтяными сипами [Natural oil seeps..., 2002; NAS, 2003; Farwell et al., 2009]. У берегов Южной Калифорнии обнаружено более 2000 сипов высокой интенсивности, и они являются главным источником нефтяного загрязнения прибрежной зоны. В Мексиканском заливе с помощью спутниковых радаров зафиксировано более 600 крупных подводных выходов нефти и газа (рис. 4.7, вклейка).

Как правило, сипы малой интенсивности имеют вид небольших круглых отверстий (типа жерла) диаметром несколько сантиметров, откуда медленно просачиваются капли нефти. Крупные сипы могут достигать более одного метра в поперечнике. Подводные выходы нефти обычно сопровождаются или соседствуют с выходами природного газа.

Общая схема поведения нефтегазовых флюидов при их выходе на морском дне на глубинах менее 100 м показана на рис. 4.8 (вклейка). Капли нефти вместе с пузырьками метана поднимаются на поверхность моря, где они образуют тонкие нефтяные пленки (слики). По мере дрейфа пленок на морской поверхности легкие фракции нефти испаряются, а тяжелые остатки постепенно погружаются в водную толщу и накапливаются на морском дне либо выносятся на берег (рис. 4.9, вклейка). Иногда наблюдается выдавливание на поверхность из недр густых смолисто-мазутных масс, которые образуют обширные скопления на дне в виде холмов высотой до трех–четырех метров и площадью до 1 км² [Hornafius et al., 1999].

Растворенные фракции нефтяных углеводородов могут переноситься течениями на сотни километров от места их выхода на дне [Clark et al., 2000]. Нефтя-

ные пленки на поверхности моря также способны к дрейфу на большие расстояния под воздействием ветра и течений. При этом они подвергаются процессам выветривания и могут образовывать стойкие эмульсии (муссы), которые в конечном счете либо оседают на дно, либо выбрасываются на берег в виде смолистых нефтяных остатков (пелагическая смола).

На поверхности моря следы подводных сипов могут быть неразличимы, так как толщина нефтяного slicka обычно не превышает сотых долей миллиметра. Однако временами они выглядят как фрагментированные нефтяные пленки или даже как очаги интенсивного вскипания воды за счет резкого выброса на поверхность моря газо-нефтяных пузырей диаметром от 1 до 10 м. Скорость выноса нефти в таких ситуациях может колебаться от 1,3 до 500 т/сут, а объемы выделения сопутствующего природного газа (в основном метана) достигают 200 тыс. м³/сут [Spies et al., 1980].

Такие мощные восходящие потоки нефти и газа обусловлены небольшими глубинами залегания нефтегазоносных пластов и соответствующей тектонической и литологической обстановкой. Например, в Мексиканском заливе выходы нефти связаны с малой глубиной залегания (менее 200 м от поверхности дна) мощных солевых отложений. В результате, здесь в толще современных донных отложений на горизонтах до 2 м накапливаются полужидкие нефтяные агрегаты и образуются протяженные нефтяные прослойки [Jeffrey, 1980].

В зависимости от условий в геологических структурах под морским дном сипы могут активизироваться, на время прекращать свою активность, либо вовсе исчезать и затем появляться вновь. В долгосрочном плане одним из возможных механизмов локального снижения потоков выдавливаемой со дна нефти может быть бурение промысловых скважин и извлечение из недр нефти и пластовых вод. В некоторых районах установлено, что по мере выработки месторождений происходит падение пластового давления в нефтегазоносных структурах, что в свою очередь приводит к ослаблению выходов углеводородов на морском дне [Quigley et al., 1999]. Однако эта гипотеза подтверждается далеко не всегда и не везде [Natural oil seeps..., 2002].

О природных выходах нефти и газа на дне российских морей можно судить по многочисленным результатам обнаружения в некоторых районах аномально высоких концентраций нефтегазовых углеводородов в донных осадках и придонных слоях морской воды. Эти явления достаточно детально обследованы в Охотском море и на шельфе Сахалина. В результате активизации тектонических разломов и некоторых других процессов здесь происходит выделение подземных флюидов (содержащих метан и нефть) и их локализация в придонных горизонтах [Геодекян и др., 1994; Обжиров и др., 1999]. Аналогичные процессы отмечены на шельфе арктических морей России, а также в Чукотском и Беринговом морях [Израэль, Цыбань, 1992; Немировская, 2004; АМАР, 2004]. Например, в донных осадках в районе Штокманского газоконденсатного месторождения обнаружены высокие уровни содержания нефтяных углеводородов, особенно ПАУ, которые до 100 раз превосходят аналогичные средние концентрации для Баренцева моря [Иванов, 2003]. Грязевой вулканизм и выходы углеводородов на дне характерны для многих районов Черного моря [Леин, Иванов, 2009].

Особенно мощные и масштабные выходы нефти и газа (в виде грязевых вулканов и грифонов) существуют в Южном Каспии, где сосредоточена почти половина из 900 известных на Земле крупных грязевых вулканов [Дадашев и др., 2003]. Аномально активные проявления грязевого вулканизма наблюдались на Каспии в 2001 г., когда были зафиксированы более 20 донных извержений. По результатам радиолокационного космического мониторинга поверхности Южного Каспия, за 15 месяцев 2003–2004 гг. здесь удалось обнаружить 430 нефтяных пятен естественного происхождения с суммарной площадью до 130 км² и поверхностью отдельных пятен до 15 км² [Иванов и др., 2007]. Мощность природных выбросов нефти только в юго-западной части моря оценена в пределах от 3 до 16 тыс. т/год. Есть основания предполагать, что подобные процессы происходят и в других районах Каспийского моря, особенно у побережья Апшеронского полуострова. Об этом свидетельствует, в частности, обнаружение в донных осадках центральной части Каспия на глубинах 220–650 м повышенных уровней нефтяных углеводородов, обусловленных «свежими» выходами нефти на дне [Voehm et al., 2005].

По последним данным, выходы углеводородов со дна Каспия и образование нефтяных пятен на поверхности моря прямо связаны с активной геотектоникой и землетрясениями в этом регионе. При этом, как полагают некоторые авторы [Гулиев, 2006; Иванов и др., 2007], подобные явления могут провоцироваться также техногенным воздействием на недра в результате бурения и добычи нефти из морских скважин. При разгрузке подземных флюидов в толщу морской воды могут попадать не только углеводороды, но и другие токсические компоненты пластовых вод (например, сероводород). В этой связи обращает на себя факт обнаружения массовой гибели кильки в июле 2004 г. у восточного берега Среднего Каспия, который совпал по времени с разломом коры в результате землетрясения в прилегающем регионе [Люшвин и др., 2006].

4.2.3. Источники и потоки углеводородов

До сих пор речь шла в основном о сырой (жидкой) нефти. Между тем попадающая в море нефть быстро исчезает как исходный субстрат (см. ниже), и мы имеем дело практически не с нефтью как таковой, а с ее компонентами, состав которых все время меняется. К их числу относятся прежде всего углеводороды, которые на 90 % определяют состав сырой нефти. Их присутствие в морской среде обычно служит для нас свидетельством (индикатором) нефтяного загрязнения морей. Однако при этом часто игнорируется тот факт, что источником углеводородов в Мировом океане является не только сырая нефть и не только деятельность человека.

В зависимости от происхождения углеводородов их можно распределить на три основные группы:

- *петрогенные (нефтяные) углеводороды*, появление которых в море связано с природными выходами с морского дна сырой нефти, а также с ее потерями при добыче, транспортировке и в результате нефтяных разливов. Эта группа жидких углеводородов отличается сложностью и разнообразием хими-

ческого состава с относительно высокими концентрациями низкомолекулярных ПАУ (от двух до четырех бензольных колец) и преобладанием алкилированных гомологов.

- *пирогенные углеводороды*, возникающие в результате неполного сгорания нефти, нефтепродуктов, угля и других видов ископаемого топлива, а также древесины при лесных пожарах. Для них характерно преобладание высокомолекулярных ПАУ (от четырех до шести бензольных колец) и относительно низкое содержание гомологов.
- *биогенные углеводороды*, источником которых служат процессы биосинтеза в морских организмах и трансформации органического вещества в природных условиях. Такие углеводороды отличаются повышенным содержанием алифатических и олефиновых веществ и преобладанием молекул с нечетным числом атомов углерода.

Ароматические углеводороды. С эколого-токсикологической точки зрения особый интерес представляют данные об источниках и потоках в море ароматических соединений, в первую очередь ПАУ, которые, как отмечено выше, отличаются повышенной устойчивостью, токсичностью и в ряде случаев — канцерогенной активностью. Количественные оценки поступления ПАУ в море затруднены из-за недостатка фактических данных и высокой изменчивости содержания этой группы углеводородов в сырой нефти и нефтепродуктах разного типа и происхождения. Разброс таких показателей лежит в пределах от 0,01 до 10 % содержания ПАУ от общего веса (объема) нефти.

К настоящему времени известна лишь одна количественная оценка природных и антропогенных потоков ПАУ нефтяного происхождения в морскую среду на региональном уровне. Результаты этой ориентировочной оценки для шельфа Северной Америки (США и Канада), основанные на данных за 1990-е годы о содержании ПАУ в наиболее распространенных типах сырой нефти и нефтепродуктов, позволили сделать следующие основные выводы [NAS, 2003]:

- суммарное поступление ПАУ в прибрежные и шельфовые воды Северной Америки оценено в 4900 т/год, что составляет около 2 % от общего потока нефти в эти воды, который в свою очередь был оценен величиной 260 тыс. т/год;
- основные каналы поступления ПАУ в море связаны с природными выходами нефти на морском дне (около 50 % от общего потока ПАУ) и с антропогенными источниками углеводородов в результате потребления нефти и нефтепродуктов на суше (около 45 %);
- среди наземных источников доминирует сжигание нефти и нефтепродуктов и последующее атмосферное выпадение пирогенных ПАУ на поверхность моря (32 % от общего потока);
- добыча и транспортировка нефти в море (включая аварийные разливы) ответственны лишь за 5 % от общего поступления ПАУ в морскую среду.

Повторим, что эти оценки относятся к Северной Америке и учитывают только те источники ПАУ, которые связаны с сырой нефтью и нефтепродуктами. Аналогичные количественные оценки для других регионов и для Мирового океана в целом пока отсутствуют.

Если исходить из приведенных выше данных об объемах поступления нефти в Мировой океан (см. табл. 4.2), то глобальный поток в морскую среду ПАУ нефтяного происхождения можно оценить в объеме около 25 тыс. т/год. Примерно половина от этого потока приходится на антропогенные источники ПАУ (в основном за счет атмосферных выпадений), другая половина поддерживается природными источниками.

При всей приближенности таких оценок и экстраполяций они дают определенное представление об объемах и масштабах нагрузки морской среды ПАУ нефтяного происхождения и о возможных уровнях их содержания в прибрежных и открытых морских водах. В отличие от разливов нефти, которые всегда локальны и кратковременны, эти поступления ПАУ в моря и океаны происходят постоянно и распределены на огромных акваториях. Именно эти потоки, особенно дальние атмосферные переносы и выпадения, формируют фоновые уровни ПАУ в морской среде.

Здесь надо обратить внимание на то, что приведенные выше оценки относятся только к ПАУ, происхождение которых прямо или косвенно связано с нефтью и нефтепродуктами. Все остальные (достаточно многочисленные и разнообразные) источники поступления ПАУ в Мировой океан остаются за пределами сделанных оценок. Между тем, мощность этих источников весьма велика. Так, только за счет сжигания угля, торфа, древесины и других горючих материалов в моря и океаны ежегодно поступает более 230 тыс. т пирогенных ПАУ [Witt, 2002]. Из этого следует, что суммарный вклад углеводородов нефтяного происхождения в глобальный поток пирогенных ПАУ в морскую среду составляет примерно 10 %.

Алифатические углеводороды. До 50 % объема сырой нефти приходится на алифатические углеводороды (АУВ). Соединения такого же или близкого состава повсеместно присутствуют в морских экосистемах, где они продуцируются морской биотой. Способность бактерий, фитопланктона и других организмов синтезировать и выделять в процессе экологического метаболизма углеводороды (в основном олефиновые, парафиновые и в меньшей степени — ароматические) давно известна и отражена во многих публикациях. Эти синтезированные в живых клетках углеводороды, в отличие от соответствующих углеводородных фракций сырой нефти, имеют гораздо меньший набор соединений, и в них преобладают не ароматические, а олефиновые вещества. Кроме того, биогенные алифатические углеводороды отличаются также преобладанием молекул с нечетным числом атомов углерода.

По литературным данным [Миронов, 1985; Израэль, Цыбань, 1989; Ильницкий и др., 1993; Патин, 1997; АМАР, 1998; Немировская, 2004], содержание АУВ в биомассе морских организмов изменяется в очень широких пределах при наиболее характерных уровнях от 1 до 100 мг/кг сырой массы. При этом уровни содержания ПАУ обычно в десятки и сотни раз ниже.

Суммарный поток биогенных углеводородов (в основном АУВ) значительно превосходит интенсивность всех антропогенных поступлений в морскую среду соответствующих углеводородов сырой нефти. По ориентировочной оценке [Пиковский, 1993; Гурвич, 1997; Немировская, 2013], только за счет фотосинтеза в Мировом океане продуцируется 10–12 млн т/год углеводородов (в основном

алифатических, насыщенных и олефиновых). Напомним, что суммарный антропогенный поток нефти в море в настоящее время не превышает 1 млн т. Следует учесть, что основная масса АУВ, поступающих в морскую среду с суши и из атмосферы, также имеет природное происхождение, поскольку живое вещество Земли ежегодно продуцирует около 100 млн т углеводов [Пиковский, 1993]. Следовательно, можно принять в качестве приближенной оценки вывод о том, что природный биогенный поток АУВ в Мировой океан как минимум в 10 раз превосходит все антропогенные источники, определяющие нефтяное загрязнение моря.

Балансовые оценки такого рода для отдельных регионов до сих пор отсутствуют. Вместе с тем, учитывая высокую биопродуктивность внутренних и окраинных морей России (Азовское, Каспийское, Баренцево, Белое, Охотское и др.), есть основания утверждать, что основная масса АУВ (до 90 %) в экосистемах таких морей имеет природное (биогенное) происхождение. Известные данные о содержании и распределении органического вещества и АУВ в арктических водах [Немировская, 2004; Петрова, 2001; Романкевич, Ветров, 2001] свидетельствуют о возможности экстраполяции этого вывода и на моря Арктики.

Что касается ПАУ, то они также могут продуцироваться в морской среде в результате биогенного синтеза, однако эти процессы до сих пор слабо изучены. Известные данные говорят о том, что интенсивность этих процессов гораздо ниже по сравнению с продуцированием АУВ. О существовании природного биогенного и биогеохимического фона ПАУ (в том числе бенз(а)пирена) свидетельствуют обширные геохимические исследования донных осадков в Мировом океане [Петрова, 1999], однако относительный вклад этого источника в суммарный поток ПАУ в морскую среду до сих пор остается не ясным. Имеются данные о заметном (до 10 %) вкладе биогенных ПАУ в углеводородный состав органического вещества в экосистемах некоторых эстуариев, например Сены, Оби, Енисея и других рек [Fernandes et al., 1997; Fernandes, Sicre, 1999]. ПАУ могут также аккумулироваться с большими коэффициентами накопления в морских организмах из воды и донных осадков (см. ниже).

Важно подчеркнуть, что одновременно с биосинтезом углеводов с такой же интенсивностью происходят процессы разложения этой автохтонной органики. В силу этого биогенные АУВ и ПАУ, постоянно присутствующие в морской среде, не только не оказывают какого-либо вредного воздействия на морские сообщества и экосистемы, но скорее всего способствуют поддержанию их стабильности за счет участия в сложных процессах экологического метаболизма в море [Патин, 1997].

В последние годы усиливается внимание к еще одному источнику поступления углеводов в морскую среду, связанному с тектоническими и вулканическими процессами на морском дне. По некоторым оценкам [Лисицын, 2001], гидротермальные системы, приуроченные к тектоническим зонам спрединга (наращивание земной коры в срединных океанских хребтах) поставляют в 10 раз больше эндогенного материала, чем наземный вулканизм. В районах выхода на дне гидротермальных флюидных потоков (поля «курильщиков») обнаруживаются аномально высокие (в 10–100 раз по сравнению с окружающими фоном) концентрации ПАУ

[Пересыпкин, Немировская, 2001]. Масштабы гидротермального нефтеобразования и вклад гидротермальных углеводородов в общий баланс ПАУ и АУВ в океане пока остаются не ясны. Это относится также и к возможности образования ПАУ при диагенезе органического вещества в толще донных отложений.

4.3. ПОВЕДЕНИЕ И ТРАНСФОРМАЦИЯ НЕФТИ В МОРЕ

В цепи сложных взаимодействий попавшей на поверхность моря нефти с морской средой следует различать две группы взаимосвязанных процессов:

- процессы переноса нефти на поверхности и в толще воды (растекание, дрейф, седиментация, затопление);
- процессы «выветривания», в ходе которых меняются физические и химические свойства нефти (испарение, растворение, диспергирование, эмульгирование, окисление, биодegradация).

Рассмотрим подробнее эти сопряженные процессы опираясь на многочисленные публикации, включая мои последние работы на эту тему [Patin, 2004; Патин, 2008].

4.3.1. Процессы переноса и выветривания

С первых секунд контакта с морской средой нефть перестает существовать как исходный субстрат и подвергается сложным и многообразным процессам, отраженным схематично на рис. 4.10–4.11. При этом возникает запутанная мозаика физико-химических и других превращений, ход, длительность и результаты которых зависят как от состава и свойств самой нефти, так и от текущих параметров среды. Главными чертами этой картины являются ее высокий динамизм (особенно на первых стадиях) и тесное переплетение физических, химических и биологических процессов рассеяния и трансформации компонентов нефти. Подобно отравленному живому организму, морская экосистема разрушает, метаболизирует, депонирует и нейтрализует избыточные количества нефтяных примесей, превращая их в более «привычные» и безопасные для нее вещества.

Растекание и дрейф. Распространение нефти по поверхности моря происходит вначале под действием сил тяжести, а затем контролируется ее вязкостью и силами поверхностного натяжения. Известны многочисленные примеры быстрого распространения нефти на морской акватории: в течение нескольких часов на площади в несколько квадратных километров и в течение суток на площади в сотни квадратных километров [ГОРФ, 2008]. При этом она быстро теряет свои летучие и водорастворимые компоненты, а оставшиеся более вязкие фракции тормозят процесс растекания. При прочих равных условиях легкая нефть растекается быстрее, чем тяжелая. Толщина, цвет и форма пятен нефти при ее растекании по поверхности воды постоянно меняются. Для приближенных оценок можно

считать, что на начальном этапе разлива в море около 90 % разлитой нефти сосредоточено в темных нефтяных пятнах, которые занимают около 10 % от площади акватории со следами нефтяного загрязнения.

Дальнейшая судьба и дрейф (адвекция) нефтяного поля на поверхности моря определяются совместным действием метеорологических и гидрологических усло-

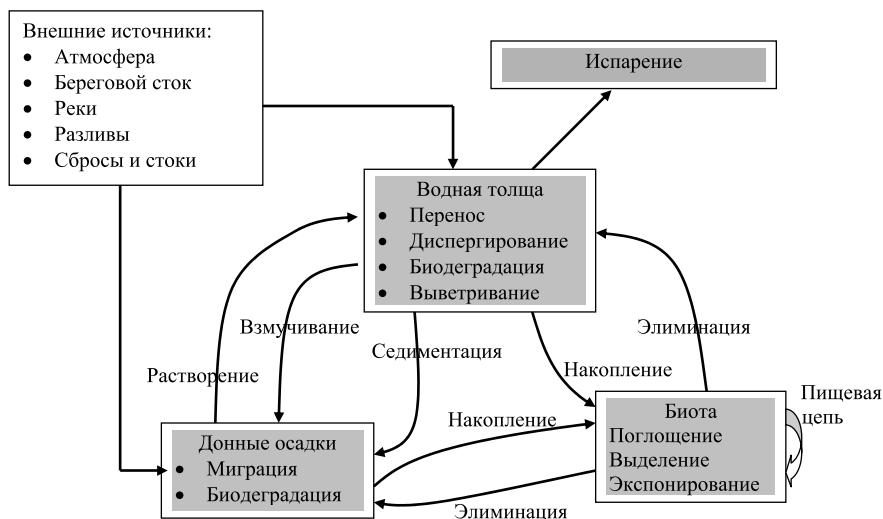


Рис. 4.10. Схема распределения и миграции нефти в море [NAS, 2003]

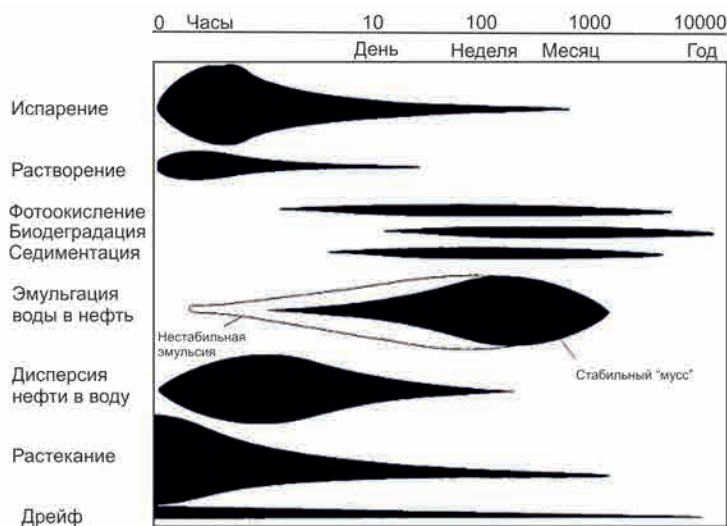


Рис. 4.11. Последовательность, продолжительность и интенсивность процессов переноса и трансформации нефти в морской среде [Okland, 2000]: длина линий отражает длительность процессов, ширина линий соответствует относительной интенсивности процессов

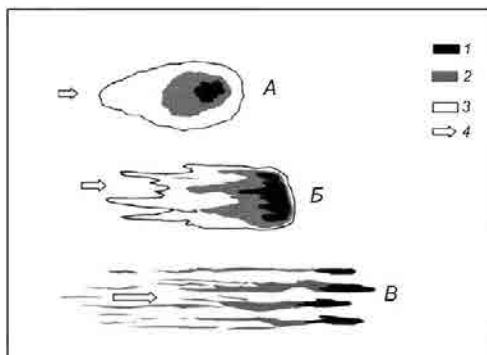


Рис. 4.12. Конфигурация и толщина нефтяных пленок на поверхности моря в зависимости от силы ветра [CEDRE, 2005]: А — слабый, Б — средний, В — сильный; толщина пленки: 1 — толстая, 2 — средняя, 3 — тонкая

вий. Главные из них — сила и направление приводного ветра, а также поверхностные течения, приливы и волнение моря. Пленочная нефть дрейфует преимущественно в том же направлении и с той же скоростью, что и поверхностный слой воды. При сильном ветре его влияние на скорость дрейфа нефтяного пятна обычно превосходит влияние течения. При этом, как показано на рис. 4.12, пятно приобретает «кометообразный» вид с утолщением слоя нефти в головной части пятна и утончающимися сликами (пленками) на задней периферии.

После достижения критической толщины (около 0,1 мм) нефтяное поле начинает разбиваться на отдельные фрагменты. Спустя несколько часов они обыч-

но приобретают вид узких полос, расположенных параллельно направлению ветра, и в таком виде могут переноситься на большие расстояния от места разлива. При этом под действием волн и турбулентности нефтяные пленки постепенно диспергируются (разбиваются на мелкие капли) в слое активного перемешивания и разбавляются в толще воды. Одновременно могут происходить процессы эмульгирования и агрегирования остаточной нефти с образованием стойких эмульсий.

Растекание нефти по поверхности воды зависит не только от ее состава, но и от температуры окружающей среды. Если эта температура ниже, чем точка застывания, то нефть теряет свою текучесть. При разливе нефти такого типа в море она образует нефтяные конгломераты в виде дрейфующих полос или крупных комков, которые почти полностью погружены в воду.

Испарение. При разливе нефти и нефтепродуктов на поверхности моря сразу же начинается улетучивание в атмосферу наиболее легких нефтяных фракций. Известны примеры крупных разливов, когда в течение нескольких суток (иногда часов) после разлива испарялось до 75 % от первоначального объема разлитой нефти [Baker et al., 1990; Fingas, 2000]. Для большинства видов сырой нефти при их разливе в море считается нормальной потеря от 20 до 40 % разлитой нефти. Самая низкая степень испарения (менее 5 %) характерна для тяжелых типов нефти и нефтепродуктов, например для флотского мазута и других разновидностей бункерного топлива.

Скорость испарения нефти зависит не только от ее состава и свойств, но также от температуры среды, ветровых условий и состояния поверхности моря. В первом приближении можно принять, что при умеренных погодных условиях все компоненты (фракции) нефти с температурой кипения ниже 200 °С будут испаряться в течение первых 24 ч после разлива [ИТОПФ, 2004]. Особенно быстро (в течение минут и часов) идет испарение низкомолекулярных алканов, циклоал-

канов и легких ароматических соединений. ПАУ типа антрацена и пирена практически не переходят в газовую фазу и, оставаясь в водной среде, подвергаются сложным процессам микробного разложения и трансформации.

Растворение. Известные опубликованные данные [Baker et al., 1990; GESAMP, 1993; Патин, 1997, NAS, 2003] показывают, что при нефтяных разливах незначительная доля углеводородов и других соединений сырой нефти (обычно менее 1 % от исходного объема) может переходить в растворенное состояние. Это относится прежде всего к относительно токсичным низкомолекулярным углеводородам ароматической структуры, а также к полярным соединениям, которые возникают в результате окислительных превращений некоторых нефтяных фракций. Что касается алифатических углеводородов и большинства неуглеводородных соединений и веществ (асфальтены, смолы), то их растворимость обычно ничтожно мала.

Из экспериментальных данных следует, что общая (суммарная для всех фракций) растворимость разных типов сырой нефти в морской воде существенно ниже 100 мг/л и обычно колеблется в пределах 3–30 мг/л [NAS, 2003]. Легкие ароматические углеводороды (бензол, толуол, этилбензол, ксилол) имеют высокую растворимость — порядка 100–1000 мг/л. Аналогичный показатель для нафтенных и ПАУ лежит в пределах 1–50 мг/л, а для некоторых высокомолекулярных соединений растворимость еще ниже — до 0,001 мг/л.

В отличие от испарения, переход нефтяных соединений в раствор более растянут во времени и в большей степени зависит от гидродинамических и физико-химических условий в поверхностных водах. По некоторым оценкам [API, 1999], скорость испарения таких соединений на два порядка превышает скорость их растворения в морской воде. Это очень важное с эколого-токсикологической точки зрения обстоятельство, поскольку оно исключает возможность появления в морской воде высоких концентраций наиболее токсичных низкомолекулярных ароматических компонентов нефти.

Известные экспериментальные данные, результаты моделирования и прямые измерения содержания нефтяных углеводородов в воде под пленкой разлитой в море нефти показывают, что в большинстве случаев это содержание не превышает 1 мг/л на глубинах до 10 м и быстро (в течение нескольких часов) снижается до фоновых уровней [NAS, 2003; ИТОПФ, 2008]. При этом разграничение растворенных, взвешенных и диспергированных форм углеводородов в морской воде весьма условно и не всегда возможно, поскольку четкой границы между ними не существует. Как правило, в аналитической практике к растворенным формам относят те фракции углеводородов, которые проходят через мембранный фильтр диаметром 0,45 мкм.

Диспергирование. В отличие от направленного (адвективного) переноса нефти на поверхности моря под действием ветра и течений, диспергирование представляет собой комбинацию двух одновременно происходящих процессов:

- разрушение нефтяного пятна в условиях активной волновой динамики поверхностных вод с образованием в толще воды суспензии взвешенных нефтяных фрагментов и капель нефти;
- турбулентное перемешивание и распределение (разбавление) мелких капель нефти в поверхностных водах.

Процессы диспергирования происходят одновременно в горизонтальном и вертикальном направлениях. Горизонтальное диспергирование всегда сочетается с адвективным переносом на поверхности моря и приводит к быстрому распределению нефти на обширных акваториях. Вертикальное диспергирование нефти происходит лишь в ситуациях, когда она находится в воде в виде мелких капель размером менее 0,1 мм. Удержание нефти в толще морской воды в течение минут и часов обычно возможно в форме нефтяных капель, размер которых не превышает 0,02 мм [ASCE, 1996]. В противном случае нефть собирается в более крупные капли и всплывает на поверхность моря.

Под действием волнового перемешивания и других турбулентных процессов происходит разрушение разлитой на поверхности моря пленочной нефти, ее распределение в поверхностном слое воды (обычно до глубины не более 10 м) и преобразование в мелкие нефтяные капли с нейтральной плавучестью. Диспергированная таким образом нефть остается в толще воды, разбавляется в ней до низких концентраций и за счет большой удельной поверхности мелких капель быстро разлагается в результате физико-химических и микробиологических процессов (см. ниже).

Повышенная скорость диспергирования характерна для легких типов нефти с низкой вязкостью и она, естественно, прямо зависит от степени волновой и турбулентной активности на поверхности моря. При благоприятных условиях пленочная нефть может быть диспергирована в толще воды в течение нескольких суток. В качестве грубой оценки можно принять, что глубина проникновения диспергированной нефти в поверхностные воды равна глубине активного (волнового) перемешивания этих вод, которая в свою очередь примерно в 1,5 раза больше высоты волн [NAS, 2003]. Для ускорения этого природного процесса при ликвидации нефтяных разливов применяют специальные препараты — диспергенты, которые снижают поверхностное натяжение нефти на границе раздела с водой.

Эмульгирование. По своей направленности и результатам процесс эмульгирования нефти прямо противоположен ее диспергированию, хотя и в том и в другом случае главной движущей силой является энергия волн и турбулентного перемешивания поверхностных вод. По мере испарения легколетучих компонентов нефти ее вязкость постепенно нарастает. Одновременно повышается концентрация микросуспензии асфальтенов в жидкой нефти и начинается их агрегирование в виде эластичной твердой фазы, которая покрывает задержанные в нефти капли воды прочной оболочкой и таким образом стабилизирует их, предотвращая выход за пределы вязкой нефтяной массы.

Все это приводит к тому, что вместо диспергирования нефти в толще воды начинают доминировать процессы образования стойких эмульсий типа «вода в нефти». Иногда их называют «шоколадными муссами» (рис. 4.13, вклейка). Содержание воды в таких стойких эмульсиях составляет от 50 до 90 %, что сильно (до трех–пяти раз) увеличивает первоначальный объем разлитой нефти и приводит к ее консолидации в виде агрегированных муссов шоколадного и других оттенков. Фрагменты и шлейфы таких агрегатов с нейтральной или отрицательной плавучестью (при плотности чуть более 1 г/мл) могут неделями и месяцами дрейфовать по поверхности моря или несколько ниже этой поверхности в подтопленном

состоянии. Это особенно характерно для вязких нефтей с повышенным содержанием асфальтенов (более 0,5 %) и смолистых веществ [Fingas et al., 2001; ИТОРФ, 2009]. Эмульгирование обычно усиливается при низкой температуре и во время штормов, тогда как в условиях солнечной погоды и спокойного моря, а также при выносе нефтяных эмульсий на берег их устойчивость снижается, и они могут вновь вернуться к исходному состоянию, т. е. разделиться на нефть и воду.

Наряду с испарением эмульгирование является наиболее важным процессом, который предопределяет судьбу нефти в море. При благоприятных условиях (высокая вязкость и большая плотность нефти, низкая температура, сильное волнение моря) в результате процессов эмульгирования пленочная нефть может быстро (в течение нескольких суток) превратиться в устойчивые объемные эмульсии типа «вода в нефти». При этом резко замедляются все процессы самоочищения моря и выветривания нефти (испарение, диспергирование, биodeградация) и кардинально ухудшаются условия для проведения очистных работ в море и на берегу.

Химическое окисление и фотолиз. Химические превращения нефти в море носят в основном окислительный характер, а на морской поверхности они обычно сопровождаются фотохимическими реакциями под воздействием ультрафиолетовой части солнечного спектра. Конечные и промежуточные продукты окисления (гидроперекиси, фенолы, карбоксильные кислоты, кетоны, альдегиды) обычно имеют повышенную растворимость в воде и повышенную токсичность [Патин, 1997]. Фотоокислительные реакции (в частности фотолиз) инициируют деструкцию и полимеризацию наиболее сложных молекул в составе нефти, повышают ее вязкость и содержание смолистых и асфальтеновых продуктов и способствуют образованию твердых нефтяных агрегатов. Конечным итогом окислительных процессов в органических веществах (в т. ч. в нефти) в присутствии кислорода является превращение органики в углекислый газ и воду в соответствии с известной формулой:



где $\text{C}_n\text{H}_2\text{O}$ обозначает любое органическое соединение. Эта формула отражает суть всех окислительных процессов в биосфере с участием кислорода, включая процессы дыхания в живых организмах и горения органических веществ.

Скорость фотоокисления пленочной нефти сравнительно мала: даже при благоприятных условиях за сутки разрушается не более 0,1 % разлитой в море нефти [ИТОРФ, 2008]. К числу факторов, которые лимитируют этот процесс на поверхности моря, относятся интенсивность и длительность солнечного освещения, погодные условия и степень эмульгирования нефти. Ясно, что в высоких широтах, в зимнее время, при сильной облачности и в штормовую погоду фотоокисление практически не играет никакой роли в поведении и трансформации нефти в море.

Агрегирование. Образующиеся после поступления нефти в море стойкие эмульсии (типа «вода в нефти») при длительном нахождении на поверхности моря подвергаются сложным процессам химической и микробной трансформации. Конечным продуктом этих медленно протекающих процессов являются затвердевшие нефтяные агрегаты в виде смолисто-мазутных комков и шариков (tar balls, pelagic tar), которые можно встретить как на поверхности открытых вод, так и на берегу.

Химический состав пелагических нефтяных остатков весьма изменчив, но его основу обычно составляют асфальтены и смолы (более 50 %) и другие высокомолекулярные соединения тяжелых фракций нефти. По внешнему виду они представляют собой неправильной формы липкие комки или шарики размером от 1 мм до 10 см. Поскольку такие твердые нефтяные остатки практически нетоксичны, на их поверхности развиваются одноклеточные водоросли, бактерии и другие микроорганизмы. Они также могут служить убежищем для многих устойчивых к действию нефти беспозвоночных (полихеты, ракообразные и др.), образуя своеобразные сообщества нейстонного перифитона [Бенжицкий, 1980; Патин, 1997].

Время жизни плавающих нефтяных агрегатов составляет от месяца до года во внутренних морях и до нескольких лет в открытом океане. После этого они завершают свое существование в море, медленно разрушаясь на дне после потери плавучести, либо на берегу после выноса на сушу. Скорость деградации (выветривания) нефтяных остатков на берегу заметно выше по сравнению с теми же процессами в толще морской воды [Миронов, 2000]. Приблизительные расчеты показывают, что на образование нефтяных агрегатов уходит от 5 до 30 % от первоначального количества поступающей в море нефти [GESAMP, 1993; Немировская, 2004].

4.3.2. Биодegradация нефти и самоочищение моря

Конечный итог рассмотренных выше процессов сводится к тому, что попавшая в море нефть быстро теряет свои первоначальные свойства, а ее концентрация в морской среде падает. Однако решающим фактором, который определяет в конечном счете судьбу нефти в море является ее биодegradация, т. е. разрушение в результате жизнедеятельности микроорганизмов.

Нефтеоокисляющие микроорганизмы. Известны до 200 видов микроорганизмов (в основном бактерии и грибы), которые способны разлагать (окислять) нефть и нефтепродукты, используя их в качестве пищевого субстрата. В чистых морских акваториях численность нефтеоокисляющих микробов обычно не превышает 1 % от общей численности гетеротрофных бактериальных сообществ в планктоне и гипонейстоне. Однако в условиях повышенного нефтяного загрязнения их доля может возрасти до 10 %, а иногда (например, после крупных нефтяных разливов) и до 100 % [Израэль, Цыбань, 1989; Atlas, Bartha, 1992].

Ведущими по численности и наиболее активными разрушителями углеводородов в море являются виды, относящиеся к родам: *Mycobacterium*, *Pseudomonas*, *Arthrobacter*, *Brevibacterium*, *Aspergillus*. Их численность в морской среде меняется в очень широком диапазоне — от 0 до 10^8 кл/мл и во многих ситуациях прямо коррелирует с содержанием нефтяных и биогенных углеводородов. Это дает основание использовать такие микроорганизмы в качестве индикаторов нефтяного загрязнения. Согласно известной классификации [Миронов, 1985], при численности нефтеоокисляющих бактерий до 10^3 клеток/мл морские воды могут считаться чистыми, тогда как численность этих же форм в пределах 10^3 – 10^7 кл/мл может быть симптомом значительного нефтяного загрязнения. На этом основана

одна из систем биоиндикации загрязнения морей нефтью, которая использовалась в рамках международных программ и охраны морей [Миронов, 2000].

Биохимические процессы деградации нефти с участием микроорганизмов включают в себя несколько типов ферментных реакций на основе оксигеназ, дегидрогеназ и гидролаз, которые осуществляют гидролиз, ароматическое и алифатическое гидроксирование, окислительное дезаминирование и другие биохимические превращения исходных нефтяных соединений и промежуточных продуктов их распада.

Способность нефтяных углеводородов к биодеградации зависит прежде всего от строения их молекул. Соединения парафинового ряда (алканы) в большей мере подвержены эти процессам по сравнению с ароматическими и нафтеновыми веществами. По мере усложнения молекулярной структуры углеводородов (увеличение количества бензольных колец, числа атомов углерода в молекулах и степени разветвления их цепи) скорость их микробной деструкции обычно снижается, иногда в десятки и сотни раз. Эта скорость зависит также от толщины нефтяной пленки, степени диспергирования нефти в воде и от ряда факторов среды, особенно от температуры, содержания биогенных веществ (фосфаты, нитраты) и кислорода.

Процессы биодеградации возможны также и в анаэробных условиях. При отсутствии в среде кислорода, например в толще донных осадков, такие процессы протекают обычно с участием сульфат- или железо-редуцирующих бактерий. Механизмы и скорость подобных процессов исследованы пока недостаточно, однако нет никаких сомнений относительно их низкой интенсивности и замедленности по сравнению с аэробной биодеградацией [NAS, 2003]. В последнее время исследования в этой области заметно усилились в связи с актуальной проблемой очистки (рекультивации) многих портовых акваторий и гаваней, где донные отложения превратились в коллекторы мазута и других нефтяных остатков, деструкция которых в бескислородной среде практически заблокирована [Young, 2000].

Ассимилирующая способность. По существу, все рассмотренные выше процессы определяют содержание того свойства водных (в данном случае — морских) экосистем, которое обычно называют их ассимилирующей способностью (ассимиляционной емкостью), или способностью к самоочищению. Это базовое понятие и вытекающие из него практические выводы до сих пор не получили общепринятой трактовки и остаются предметом дискуссий [Айбулатов, 2005; Патин, 2005]. Не углубляясь в эту дискуссию, напомним лишь, что способность водных экосистем элиминировать до определенных пределов загрязняющие вещества (включая нефть) является тем фундаментальным свойством этих систем, на основе которого строится вся стратегия охраны водоемов от загрязнения. На этой основе разрабатывают экологические критерии качества водной среды и нормативы предельно допустимого загрязнения и сброса (ПДК, ПДС).

Главным показателем способности морских экосистем к самоочищению от нефти служит скорость ее разложения и элиминации в море в результате совместного действия физических, химических и биологических факторов. Для оценки этого показателя используют различные методические приемы (экспериментальные, полевые, расчетные), однако какой-либо общепризнанной унифицирован-

ной методологии до сих пор нет, что затрудняет интерпретацию и сопоставление имеющихся данных.

В большинстве известных работ самоочищение моря от нефти рассматривается в основном как результат микробной деградации нефтяных углеводородов. Это вполне оправдано, поскольку именно биodeградация приводит в конечном счете к исчезновению (разрушению), а не к перераспределению и разбавлению нефти и ее остатков в морских водоемах.

Вполне очевидно, что на глобальном и региональном уровнях в морской среде существует некое динамическое равновесие между поступлением углеводородов любого состава и происхождения в тот или иной регион и их распадом, окислением и выведением из системы. В долговременном плане результирующие потоки и скорости этих процессов должны быть уравновешены. В противном случае мы наблюдали бы либо нарастающее с течением времени (без всяких ограничений) накопление углеводородов в морской среде, либо (в отсутствии постоянного притока) их полное исчезновение. Ни того, ни другого, как известно, на уровне морских регионов и субрегионов не происходит, и там существует достаточно стабильный фон содержания углеводородов в морской среде. В локальных ситуациях, когда скорость поступления нефтепродуктов в море в течение какого-то времени превосходит скорость их элиминации (например, при нефтяном разливе, залповом сбросе нефтесодержащих отходов), уровни нефтяного загрязнения могут сильно возрасти, но затем они неизбежно снижаются до исходных фоновых показателей.

В качестве главного регулятора этого неустойчивого баланса (динамического равновесия) между поступлением и элиминацией углеводородов в морях выступают упомянутые выше нефтеокисляющие микроорганизмы. Их популяции всегда существуют в составе гетеротрофных бактериальных сообществ в морском планктоне, гипонейстоне, бентосе, а также в литорали и на берегу и они достаточно быстро реагируют на избыточные (по сравнению с местным фоном) количества нефти и нефтепродуктов в морской среде. По существу в данном случае речь идет об одном из способов реализации планетарной биогеохимической роли микроорганизмов в морских экосистемах, которая включает фиксацию, ассимиляцию и деградацию органических веществ в море.

Важнейшим условием эффективной биodeградации нефти в морской среде является достаточно высокая степень ее диспергированности, когда нефть присутствует в форме, удобной для «микробной атаки», т. е. в виде мелких капель с высокой величиной отношения поверхности капель к их объему. Такие условия складываются обычно лишь при определенном режиме турбулентности поверхностных вод, от которого зависит степень диспергирования и эмульгирования определенных типов нефти. Аналогичные условия создаются также в результате применения диспергентов при ликвидации нефтяных пятен на поверхности моря [Патин, 2008].

Скорость биodeградации. Ключевым моментом всей проблемы ассимиляционной емкости морских экосистем и их самоочищающей способности является вопрос о скорости микробной деструкции органических загрязнителей, в нашем случае — нефти и нефтепродуктов. Как показано во многих работах [Мионов, 1985; Израэль, Цыбань, 1989; Baker et al., 1990; Atlas, Bartha, 1992; GESAMP,

1993; Коронелли и др., 1994; API, 1999; NAS, 2003; Narayama et al., 2004], скорость биодegradации нефти, ее отдельных фракций и углеводородов может варьировать в чрезвычайно широком диапазоне показателей — от 0,001 до 100 г/м³ в сутки в зависимости от множества экологических факторов, конкретных (текущих) характеристик среды, свойств самой нефти, а также от использования той или иной методологии измерений в лабораторных и природных условиях. Ясно, что нет никаких оснований говорить о какой-либо средней или «типичной» скорости деструкции нефти в Мировом океане.

Известны многочисленные примеры сильной зависимости механизма и кинетики процессов биодegradации нефти в море от конкретной экологической ситуации. Показано, в частности, что при нефтяных разливах в районах, уже загрязненных нефтью (например в портах и нефтяных терминалах), реакция нефтеокисляющих микроорганизмов будет достаточно быстрой. Это связано с тем, что бактериальные сообщества в таких районах уже адаптированы к повышенным уровням содержания нефти в среде. При разливах в чистых районах необходимо некоторое время (лаг-фаза) для адаптивных (структурных, физиолого-биохимических, ферментативных) перестроек в микробной биоте планктона и гипонейстона в присутствии повышенного содержания нефтяных углеводородов в среде, что в конечном счете замедляет весь цикл разложения нефти. Такое замедление возможно также за счет токсических свойств сырой нефти и соответствующего временного снижения роста численности нефтеокисляющих бактерий [API, 1999; Куликова, 2005]. Однако по мере выветривания сырой нефти ее острая токсичность быстро исчезает и после этого не лимитирует бактериальную деструкцию углеводородов.

Анализ цитированных выше и других известных работ по данной теме показывает, что современные знания о поведении и трансформации нефти в море пока недостаточны для строгих количественных расчетов самоочищающей способности морской среды ни на локальном, ни на региональном уровнях. Речь может идти лишь о приближенных оценках на основе результатов многолетних наблюдений с учетом рассмотренных выше сложностей и ограничений.

Вместе с тем, вся совокупность накопленных материалов дает основание для вывода о достаточно высоком ассимиляционном потенциале морских экосистем, т. е. их способности к деструкции нефти и нефтепродуктов. Приведем несколько примеров для конкретизации этого общего вывода.

- По экспериментальным и расчетным данным [Бутаев, Кабыш, 2002], скорость биодegradации нефтяных углеводородов в поверхностных водах Каспийского моря составляет 35 мкг/(лхсутки) летом и 10 мкг/(лхсутки) зимой. Суммарная деструкция нефтяных углеводородов в масштабе моря оценена величиной 400 тыс. т/год. Эта величина более чем в 10 раз превышает антропогенный поток нефти в Каспийское море [Патин, Зайцева, 2005]. Причины столь разительного дисбаланса вероятнее всего связаны с ошибками при определении нефтяных углеводородов разного происхождения в морской среде (т. 2, гл. 5).
- Прямые измерения численности нефтеокисляющих бактерий и содержания нефтяных углеводородов в донных осадках нескольких бухт в районе Сева-

стополя показали, что время бактериального самоочищения этих бухт оценивается периодами от трех месяцев до трех лет [Рубцова, 2003]. Наиболее интенсивно эти процессы идут в прибойной зоне с активным гидродинамическим режимом и обилием взвешенных частиц. При концентрации нефтяных углеводородов в морской воде 0,4 мг/л период их полураспада в летнее время составляет 60 сут.

- Лабораторные и полевые наблюдения в разных морских регионах [Цыбань, Израэль, 1989] свидетельствуют о высокой скорости разложения нефтяных углеводородов за счет активности бактерионейстона, т. е. микробных сообществ, обитающих в тонком приповерхностном слое толщиной несколько миллиметров. Так, за летний сезон бактерионейстон Балтийского моря минерализует от 3 до 12 мг нефти на 1 м² поверхности моря, что соответствует элиминации 1200–5000 т нефти. Аналогичные оценки для Каспийского моря дают величины до 10 тыс. т нефтяных углеводородов, разлагаемых за лето бактериями в тонком слое на границе раздела с атмосферой.

Биодеградация при низких температурах. Один из принципиально важных вопросов в контексте данной проблемы связан с возможностью и интенсивностью процессов микробного разложения нефти при низких температурах и в толще ледового покрова. От ответа на этот вопрос зависят наши представления о судьбе нефти на больших глубинах в море, где температура воды обычно не превышает 5 °С. То же самое относится к скорости самоочищения арктических морей, а также морских регионов средних широт, где в зимнее время температура воды понижается до точки замерзания льда. Надо признать, что четких ответов на подобные вопросы до сих пор нет.

Одни авторы полагают, что устойчиво пониженная температура, например в Арктике, настолько подавляет активность нефтеокисляющих микроорганизмов, что процессы бактериального самоочищения морской среды в таких условиях практически блокируются [Коронелли и др., 1994]. По некоторым оценкам, для восстановления морской среды после ликвидации источника загрязнения в умеренных широтах требуется от 2 до 10 лет, в тропиках — 2–3 года, а в арктических морях — до 100 лет [Clark, Zhang, 1985].

С другой стороны, известны экспериментальные данные и полевые наблюдения, например в Северном море [Bruns et al., 1993], в морях Арктики [Gerdes et al., 2005] и Антарктики [Michauda, 2004], из которых следует, что окисляющие нефть микроорганизмы способны разлагать нефтяные углеводороды при низких температурах. Аналогичный вывод был сделан по результатам наблюдений в Белом море (Кандалакшский залив), где показана высокая активность бактерий, способных окислять алифатические углеводороды, как в летний период при температурах воды 8–15 °С, так и в зимнее время при температурах от 1 до –1,8 °С [Ильинский, Семенов, 2001]. В последнее время появились данные о существовании микробных сообществ в толще арктических льдов при температурах до –20 °С [Junge et al., 2004], а также о возможности биодеградации нефти в толще морского льда при температуре до –10 °С в условиях арктической зимы [SINTEF, 2005].

Сам по себе факт замедления активности нефтеокисляющих микробных форм и снижения их численности при низких температурах не вызывает особых сом-

нений, поскольку он согласуется с общими закономерностями реагирования физиолого-биохимических систем и метаболизма живых организмов на понижение температуры. Вместе с тем, надо признать чрезвычайно высокие адаптационные возможности микроорганизмов в их борьбе за нефтяные углеводороды как пищевой субстрат. Это несомненно относится к низкотемпературным условиям в морской среде и к ситуациям в арктических морях. В противном случае мы должны были бы наблюдать постоянное повышение уровней нефтяного загрязнения этих морей. Последнее, как известно, не подтверждается всеми массивами известных наблюдений в Арктике за последние десятилетия [АМАР, 2004]. По мнению ряда российских исследователей [Лисицын, Фролов, 2001; Агатова и др., 2001; Немировская, 2004], лишь в отдельных локальных ситуациях в арктических морях повышение концентраций АУВ и ПАУ может быть связано с нефтяным загрязнением. В целом процессы естественного самоочищения от нефтяных углеводородов в морях Арктики происходят не менее интенсивно, чем процессы их накопления в морской среде.

Самоочищение прибрежной зоны. Важнейшим механизмом самоочищения водной толщи от нефти является процесс ее взаимодействия со взвешенным в морской воде веществом. За счет адгезивных свойств нефти она легко сорбируется на поверхности взвешенных частиц и таким образом может выводиться из водной толщи на дно. Для реализации этого механизма необходимы, как минимум, три условия:

- достаточно высокий удельный вес и повышенная вязкость разлитой в море нефти;
- достаточно высокая степень диспергирования нефти в виде взвешенных в воде мелких нефтяных капель;
- достаточно высокое содержание в воде тонкодисперсной минеральной взвеси, например глинистых частиц.

Последнее из перечисленных условий, как правило, создается только в мелководной прибрежной зоне при сильном волнении и взмучивании донных осадков, особенно во время штормов, когда уровни содержания взвеси в воде достигают сотен и даже тысяч мг/л. В открытых водах эти уровни обычно не превышают 1–10 мг/л (гл. 6).

Возможен также другой механизм самоочищения морской прибрежной зоны. Как показали специальные исследования [McCourt, Shier, 2001], капли нефти могут поглощать из воды минеральные частицы микронного размера. Такие капли не сливаются друг с другом и не всплывают на поверхность, а образуют относительно устойчивые нефте-минеральные агломераты с нейтральной плавучестью. По мере обогащения этих агломератов минеральной взвесью они опускаются на дно. Такой механизм может быть эффективным даже при слабой динамике прибрежных вод.

Об эффективности самоочищения моря за счет механизмов седиментации можно судить по экологической ситуации в районе разлива нефти после аварии танкера «Braer» у северных берегов Великобритании в 1993 г. Как показали результаты мониторинга, общее количество нефти, которое сорбировалось на частицах минеральной взвеси во время ураганного шторма и затем опустилось на

дно в результате седиментации, составило около 30 тыс. т (35 % от объема разлива) [Davies, Topping, 1997]. Примерно такая же картина наблюдалась после аварии танкера «Tsesis» в Балтийском море, когда в результате адсорбции на взвеси и седиментации до 15 % от количества разлитой нефти было выведено на дно [NAS, 2005].

Аналогичные процессы усиления самоочистки от нефти в присутствии тонкой минеральной взвеси обнаружены также в ситуациях выноса нефти на берег после крупных нефтяных разливов [Braggs, Owens, 1995]. Суть процессов состоит

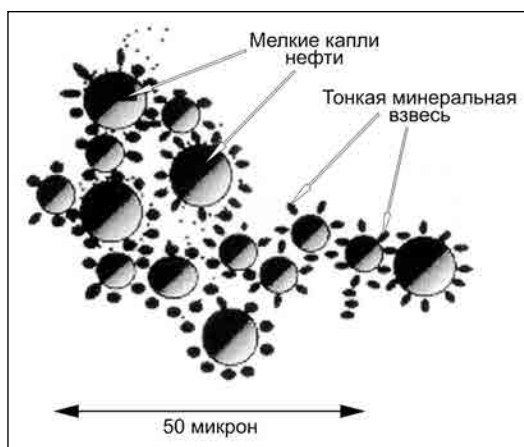


Рис. 4.14. Структура водно-нефтяной эмульсии при флокуляции нефтяных капель с тонкими минеральными частицами [Bragg, Owens, 1995]

в флокуляции мелких минеральных частиц на поверхности нефтяных капель с образованием достаточно устойчивой водно-нефтяной эмульсии.

Структура такой системы показана на рис. 4.14. Самоочистка побережья происходит за счет того, что диспергированная нефть, стабилизированная минеральными частицами, плохо прилипает к грунтам на побережье и постепенно уносится в море даже при ослабленной волновой и прибойной активности в прибрежной зоне. Кроме того при этом существенно возрастает скорость биodeградации нефти [Weise et al., 1999]. На основе этого механизма предложены способы ускорения процессов очистки берегов после нефтяных разливов. В полевых условиях было показано, что простое

механическое перемещение загрязненных нефтью береговых грунтов и осадков в морскую прибойную зону с большим количеством минеральной взвеси резко повышает скорость самоочистки берегов и литорали от нефти без каких-либо заметных негативных последствий для биоты [Owens, Lee, 2003; Lee, Stoffin-Egli, 2001].

Из результатов многолетнего мониторинга экологической ситуации после аварии танкера «Exxon Valdez» у берегов Аляски в 1989 г. следует, что скорость элиминации нефти из литоральных отложений галечно-гравийного типа составляла 75 % каждый год в период с 1989 г. по 1993 г. [Page et al., 1999]. Это соответствует периоду 50 % самоочистки побережья от нефти около 5 мес [Neff et al., 1995]. Аналогичный период для удаления из верхней литорали ПАУ оценен в пределах от 2 до 7 мес.

Вместе с тем известны примеры крайне медленных процессов деградации нефти в морских условиях, преимущественно на побережье. Это относится прежде всего к тяжелым видам нефти и нефтяным остаткам, вынесенным на берег и аккумулярованным в толще илистых отложениях, где они могут сохраняться в течение многих лет. Так, спустя 20 лет после разлива тяжелого мазута и выноса его

в прибрежные марши на атлантическом побережье США (штат Массачусетс) на горизонтах 5–15 см от поверхности осадков были обнаружены нефтяные остатки в виде высокомолекулярных ПАУ и циклоалканов [Teal, 1993]. Сильная замедленность процессов деградации нефти характерна также для защищенных и полузакмнутых прибрежных районов (бухты, лагуны, заливы и др.) с малыми глубинами и слабым гидродинамическим режимом. Например, в небольших заливах и эстуариях Северо-Восточного Сахалина, куда в течение многих лет поступают отходы наземных нефтепромыслов, метровые толщи донных осадков приобрели вид черных илов с сильным запахом нефтепродуктов, а на поверхности воды присутствуют устойчивые нефтяные пленки [Великанов и др., 1999]. Описание подобных ситуаций и их анализ будут продолжены в т. 2 (гл. 3).

Биофильтрация. Следует напомнить, что помимо микробной деструкции нефти самоочищение моря от нефтяных примесей происходит также (хотя и не столь масштабно) в результате жизнедеятельности других видов и форм морской биоты. Это относится прежде всего к бентосным организмам, большинство из которых являются фильтраторами и используют взвесь, включая взвешенные формы нефти, как источник питания. От эффективности улавливания взвеси и извлечения из нее органического материала зависит в конечном счете способность многих видов бентоса существовать в изменчивых условиях прибрежной зоны и литорали. Масштабы биофильтрации в море грандиозны. Например, установлено, что 1 м² колонии мидий в Черном море фильтрует за сутки от 100 до 1000 т воды с полным удалением из нее всей взвеси, которая при этом связывается в крупные пищевые комки [Лисицын, 1994]. Это обстоятельство, а также повышенная толерантность мидий к нефтяному загрязнению легли в основу оригинальных систем гидробиологической санации морских прибрежных акваторий, которые прошли успешную апробацию в Черном море [Миронов, 2000].

В заключение этого раздела следует обратить внимание на то, что проблема самоочищения морей и качества морской среды является составной частью более широкой проблемы взаимодействия морских организмов и их сообществ с антропогенными факторами среды. С одной стороны, морская биота подвергается вредному воздействию загрязняющих веществ (включая нефть и нефтепродукты), а с другой, гидробионты трансформируют их, разрушая до простых соединений, и таким образом участвуют в процессах самоочищения морской среды.

4.4. РАСПРЕДЕЛЕНИЕ УГЛЕВОДОРОДОВ В МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМАХ

Наглядные признаки присутствия нефти в море (нефтяные пленки на воде, мазутные остатки на пляжах и т. д.) давно уже стали привычным атрибутом во многих морских регионах, особенно в местах, где нефть перегружают, транспортируют, перерабатывают или хранят (порты, терминалы и т. д.). Если к этому добавить происходящие время от времени катастрофические нефтяные разливы, то озабоченность по поводу возможных последствий этих явлений для человека и моря становится вполне понятной. Такого рода тревоги инициируют многочис-

ленные национальные и международные проекты и программы мониторинга нефтяного загрязнения морей и океанов, которые осуществляются обычно путем измерения уровней содержания в морской среде углеводородных компонентов нефти. За последние десятилетия таких программ и проектов было так много, что одно их перечисление заняло бы слишком большое место. Тем не менее, многие вопросы о характере, составе и природе нефтяного загрязнения моря до сих пор остаются открытыми.

4.4.1. Характерные уровни и фоновые показатели

К настоящему времени накоплены обширные материалы о содержании и распределении нефти и ее компонентов (в основном углеводородов) во всех регионах Мирового океана. Попытки обобщить и интерпретировать эти материалы сталкиваются с целым рядом затруднений и ограничений, в основе которых лежат следующие факты и обстоятельства:

- многообразие источников поступления в море и форм нахождения нефтяных веществ в морской среде;
- многокомпонентность химического состава и сильная изменчивость содержания нефти и ее компонентов в море;
- аналитические трудности определения и идентификации природных и антропогенных фракций и индивидуальных углеводородов нефти;
- методическая несогласованность и систематические ошибки большинства известных определений нефти в объектах морской среды.

С целью хотя бы частичной компенсации этих ограничений в данном обзоре будут использованы по возможности наиболее надежные результаты относительно недавних исследований содержания нефтяных веществ в морских экосистемах по двум основным показателям:

- концентрации суммы ПАУ, измеренной дифференциальными методами хроматографии и масс-спектрометрии либо интегрально с помощью флуоресцентного анализа;
- концентрации суммы АУВ, измеренной интегральным методом ИК-спектрофотометрии.

Эти показатели могут коррелировать между собой, причем концентрация АУВ в морских образцах, как минимум, на один порядок величин превышает концентрацию ПАУ в этих же образцах. Вместе с тем, возможны значительные отклонения от коррелятивных связей между этими показателями в силу разных причин, в первую очередь из-за вариаций источников поступления и механизмов превращения отдельных фракций углеводородов в море.

Диапазоны содержания. Даже беглое знакомство с известными многочисленными данными об уровнях содержания углеводородов нефти в различных регионах Мирового океана показывает их чрезвычайно высокую изменчивость во времени и пространстве. Это несомненно отражает как реальную картину динамического поведения и мозаичного распределения ПАУ и АУВ в морских экосистемах, так и неизбежные ошибки и методическую несогласованность анали-

тических определений. Такая ситуация крайне затрудняет статистически обоснованное осреднение имеющихся данных даже в пределах одного региона и тем более — для Мирового океана в целом. Более оправданным представляется выделение диапазонов изменения характерных (наиболее распространенных) концентраций ПАУ и АУВ в морской воде, донных осадках и биоте для основных экологических зон в море.

Результаты такой попытки представлены в табл. 4.3, составленной по моим обзорным публикациям [Патин, 1979; 1997; 2008; Patin, 1982; 1999; 2004] с учетом последних сводных работ по данной теме.

Таблица 4.3

Характерные уровни (диапазоны) содержания углеводородов (ПАУ и АУВ) в морских экосистемах

Экологические зоны*	Морская вода, мкг/л		Донные осадки, мкг/кг сухого веса		Биота, мкг/кг сырой массы	
	ΣПАУ**	ΣАУВ***	ΣПАУ	ΣАУВ	ΣПАУ	ΣАУВ
Открытые районы (пелагиаль) — 90 %	$10^{-3}-10^{-2}$	1-10	$1-10^2$	10^2-10^3	$1-10^2$	$10-10^3$
Прибрежные воды — 5 %	$10^{-3}-10^{-1}$	$10-10^2$	$10-10^2$	10^3-10^4	$10-10^3$	$10-10^3$
Заливы, устья рек, эстуарии — 5 %	$10^{-2}-10$	$10-10^3$	10^2-10^3	10^3-10^4	$10-10^3$	$10-10^3$
Районы локального загрязнения <0,1 %	>10	> 10^3	> 10^3	> 10^3	> 10^3	$10-10^4$

* В процентах указано ориентировочное распределение площадей отдельных зон.

** ΣПАУ — концентрация суммы полициклических ароматических углеводородов, измеренная дифференциальными методами хроматографии и масс-спектрометрии либо интегрально с помощью флуоресцентного анализа.

*** ΣАУВ — концентрация суммы экстрагируемых органическими растворителями углеводородов (в основном алифатических), измеренная интегральным методом ИК-спектрофотометрии.

Как можно видеть из сводных данных табл. 4.3, уровни содержания углеводородов в морской воде, донных осадках и биоте изменяются в очень широких пределах. Максимальные концентрации тяготеют к прибрежным морским водам, районам интенсивного судоходства и хозяйственной деятельности на побережьях, а также к местам выхода (просачивания) углеводородов на дне.

Фоновые уровни. Строго говоря, под фоновыми уровнями какого-либо загрязняющего вещества в природных средах надо понимать такие его концентрации, которые существовали в природе до того, как человек изменил их в результате той или иной деятельности. Для ксенобиотиков типа стронций-90 и ДДТ, т. е. для веществ, появление которых в биосфере обусловлено только деятельностью человека, фоновые концентрации равны нулю.

Иначе обстоит дело с нефтью и ее компонентами, которые, как показано выше, поступают в морскую среду не только в результате хозяйственной деятельности, но и за счет природных источников. Нефтяной фон является фактором глобального масштаба. Практически невозможно сейчас найти в Мировом океане акваторию, где с помощью современных аналитических средств нельзя было бы обнаружить следы нефтяных углеводородов. В большинстве случаев разграни-

читать природные и антропогенные концентрации нефти в море весьма трудно, причем эти трудности резко возрастают по мере снижения измеряемых концентраций и их приближения к пределу аналитического определения.

Показательно, что проблема аналитического разграничения природных и антропогенных углеводородов, а также идентификации нефтяной составляющей на общем геохимическом фоне природной органики весьма остро стоит сейчас при оценке нефтяного загрязнения пресных вод [Бачурин, 2000; Бикбулатов и др., 2003]. И это при том, что уровни их нефтяного загрязнения, как минимум, на порядок превосходят таковые для морей и океанов [Патин, 1997].

По некоторым данным, фоновый уровень содержания в морской воде растворенных АУВ можно принять величиной порядка 10 мкг/л, тогда как аналогичный показатель для ПАУ примерно на три порядка ниже, т. е. около 10^{-2} мкг/л [Немировская, 2004]. В донных осадках фоновые концентрации АУВ обычно колеблются в пределах 1–10 мг/кг, а содержание ПАУ в 100–1000 раз ниже. Близкие по порядку величин данные приводятся также в других публикациях [Law et al., 1996; McCready et al., 2000; Qian et al., 2001; Readman et al., 2002; Матишов, 2007].

Отвлекаясь от приведенных выше конкретных данных о содержании ПАУ и АУВ в море, сформулируем три принципиально важных вывода, которые уже были в той или иной мере обозначены в этой главе:

1. Природный поток ПАУ в Мировой океан за счет подводных выходов петрогенных (нефтяных) углеводородов на морском дне соизмерим со всеми антропогенными потоками нефтяных ПАУ в морскую среду;
2. Антропогенное поступление ПАУ в морскую среду примерно на 90 % определяется сжиганием нефтепродуктов и других видов топлива и атмосферными выпадениями пирогенных ПАУ на морскую поверхность;
3. Природный поток АУВ в Мировой океан за счет биогенного синтеза органического вещества в планктонных и других морских организмах как минимум в 10 раз превосходит все антропогенные источники, определяющие нефтяное загрязнение моря.

Из этих выводов вытекает принципиально важное положение, которое часто игнорируется при анализе и интерпретации данных о нефтяном загрязнении моря. Суть этого положения заключается в том, что при измерениях содержания АУВ и ПАУ в морской среде и биоте открытых вод мы измеряем в большинстве случаев либо природный геохимический фон биогенных углеводородов (по данным о содержании АУВ) либо фоновое содержание пирогенных углеводородов (по данным о содержании ПАУ).

Ясно, что все эти измерения не относятся к собственно *нефтяному* загрязнению, обусловленному антропогенными источниками поступления в морскую среду сырой нефти, ее фракций и компонентов, в том числе нефтяных углеводородов. В ситуациях локального воздействия (импактные зоны), а также при нефтяных разливах антропогенная составляющая ПАУ и АУВ резко возрастает, и в таких случаях мы имеем дело с очевидным нефтяным загрязнением моря.

Как показано ранее [Патин, 1997], попытки принять в качестве фонового или среднего уровня какое-либо одно значение концентрации углеводородов в воде или донных осадках для разных морских регионов не вполне корректны. Причи-

ны этого уже упоминались: высокая пространственно-временная изменчивость и неоднородность природного нефтяного фона, разноразличными используемых аналитических методик и большие ошибки определений, которые особенно велики при низких (фоновых) концентрациях углеводородов в пробах.

Учитывая повсеместность присутствия АУВ и ПАУ в Мировом океане, представляется логичным отнести к фоновым уровням их содержания в морской среде и биоте те концентрации углеводородов, которые регистрируются в районах, наименее затронутых антропогенным воздействием. К таковым относятся прежде всего открытые (пелагические) акватории океанов и крупных (в основном окраинных) морей, удаленных от путей судоходства и танкерных перевозок нефти.

При таком подходе приведенные в табл. 4.3 диапазоны концентраций для пелагиали морей и океанов могут быть приняты в качестве *минимальных фоновых уровней* содержания АУВ и ПАУ в морской среде. Для АУВ такие уровни будут иметь преимущественно природный генезис, в основе которого лежат биосинтетические процессы в море. Биогеохимическое исследование углеводородов в Мировом океане [Немировская, 2004] показало, что в большинстве (около 90 %) проанализированных проб морской воды, отобранных в открытых акваториях морей и океанов, преобладали природные АУВ биогенного состава. Что касается ПАУ, то их присутствие в пелагических экосистемах должно определяться в основном атмосферными выпадениями продуктов неполного сжигания ископаемого топлива. Последнее утверждение, хотя и часто встречается в научной литературе, все же нуждается в дополнительном исследовании с учетом возможности биогенного синтеза ПАУ и их притока с морского дна в районах подводных выходов нефти. В целом надо согласиться с тем, что вопрос о происхождении, источниках и балансе ПАУ в океане остается в значительной мере открытым.

В прибрежных водах фоновые уровни углеводородов (в первую очередь АУВ) существенно возрастают (до 10 и более раз) за счет высоких биомасс морских организмов и интенсивного биопродуцирования, которое, как отмечено выше, является доминирующим источником поступления АУВ в морскую среду. К прибрежным и шельфовым водам тяготеют также рассмотренные выше подводные (природные) выходы нефти, которые поставляют в морскую среду около 50 % от общего потока нефтяных ПАУ. Вместе с тем, мы должны помнить, что в этих же богатых жизнью водах сосредоточены все главные антропогенные источники нефтяного загрязнения. В таких ситуациях решение вопроса о соотношении природного геохимического фона и вклада антропогенных углеводородов возможно лишь с помощью современных химико-аналитических методов [Немировская, 2004].

4.4.2. Содержание и распределение в морской среде и биоте

Как показано в табл. 4.3, разброс известных данных о содержании углеводородов в морской воде, донных осадках и морских организмах чрезвычайно широк в силу причин, обсужденных выше. Практически все результаты такого рода,

отраженные в многочисленных публикациях, укладываются в эти диапазоны. Это избавляет нас от необходимости цитировать огромное количество опубликованных фактических данных о содержании и распределении углеводов в компонентах морских экосистем. Вместе с тем, имеет смысл попытаться выделить и проиллюстрировать некоторые общие черты распределения этих веществ в морской воде, донных осадках и биоте.

Морская вода и донные осадки. При всей разнородности и размахе колебаний известных данных об уровнях содержания ПАУ и АУВ в морской воде и донных отложениях в этой пестрой картине просматривается вполне очевидная тенденция. Суть ее состоит в нарастании этих уровней при переходе от открытых вод морей и океанов к прибрежным водам, акваториям с ограниченным водообменом, устьям и эстуариям рек и, наконец, к зонам прямого антропогенного воздействия. Эта картина повторяет в целом известную ситуацию глобального загрязнения морской среды [Patin, 1982; Патин, 2005]. Напомним, что к основным чертам и особенностям этой глобальной ситуации относятся:

- приуроченность максимальных уровней загрязнения к поверхностным водам в пределах слоя активного перемешивания и верхнего слоя донных осадков;
- сильная неоднородность (мозаичность) распределения концентраций загрязняющих веществ в толще и на поверхности воды, а также в донных осадках;
- локализация большинства токсикантов (особенно нефти и углеводов) в поверхностном микрослое морской воды и в донных осадках;
- тяготение повышенных уровней загрязнения к маргинальным (окраинным) областям и контактными зонам в морях и океанах;
- наложение (пересечение) полей максимального загрязнения и областей повышенной биопродуктивности;
- относительная стабильность во времени средних потоков и уровней содержания загрязняющих веществ в морских экосистемах на уровне регионов.

Характерно, что перечисленные выше черты глобальной картины относятся не только к нефти и другим наиболее распространенным загрязняющим веществам, но и ко многим природным микрокомпонентам морской среды (органическое вещество, биогенные углеводороды, микроэлементы, нитраты, фосфаты и др.). Эта универсальность есть прямой результат действия биогеохимических закономерностей поступления и распределения вещества в Мировом океане.

Как показано выше, в качестве фоновых уровней для открытых вод можно принять концентрацию суммы ПАУ в морской воде в пределах 10^{-3} – 10^{-2} мкг/л, а суммы АУВ — в пределах 1–10 мкг/л. Аналогичные уровни для донных осадков колеблются в пределах 10^{-2} – 10^{-1} мг/кг для ПАУ и 1–10 мг/кг для АУВ, причем эти уровни, как правило, повышаются по мере увеличения дисперсности осадков и содержания в них органического вещества.

При переходе от открытых акваторий к прибрежным водам, заливам, бухтам, устьям и эстуариям рек уровни содержания углеводов обычно возрастают, как минимум, на один порядок величин. В импактных прибрежных акваториях, где локальные антропогенные потоки бывают регулярными и значительными

(порты, гавани, нефтяные терминалы), содержание углеводородов может превышать фоновые (природные) уровни в десятки, сотни и тысячи раз. Отметим, что эти повышения могут быть частично результатом биосинтеза АУВ в богатых планктоном прибрежных водах. Некоторые типичные данные для таких ситуаций в морях России показаны в табл. 4.4.

Таблица 4.4

**Импактные прибрежные районы морей России
с наиболее высокими концентрациями АУВ [Лебедева, 2001]**

Море	Район	Концентрации АУВ в воде, мкг/л	
		средняя	максимальная
Баренцево	Кольский залив	50–60	550–1600
Белое	Двинский залив	30–40	480–500
Карское	Юго-западная часть	30–50	460–600
Лаптевых	Бухта Тикси	30–160	130–1250
Восточно-Сибирское	Чаунская губа	20–40	90–110
Чукотское	Прибрежная часть	20–30	20–40
Берингово	Авачинская бухта	10–30	30–2400
Охотское	Бухта Нагаева	60–290	12–830
Японское	Бухта Золотой Рог	10–150	2000–2740
	Татарский пролив	30–45	50–1500
Черное	Район г. Туапсе	100–160	840–1100
Азовское	Таганрогский залив	–	2100–300
Каспийское	Северная часть	70–200	250–1540
Балтийское	Невская губа	70–120	250–1540

Аналогичные ситуации характерны для прибрежной зоны большинства морских стран. Например, по результатам многолетнего мониторинга, содержание ПАУ в донных осадках эстуариев и акваторий портов северо-восточного побережья США колеблется в пределах от 40 до 740 мкг/кг сухого осадка при общем содержании экстрагируемых нефтяных углеводородов в десятки и сотни раз выше этих величин [Young, 2000]. Напомним, что безопасные концентрации суммы нефтяных углеводородов в донных осадках должны быть ниже 1–10 мг/кг [Патин, 1997]. Высокие уровни нефтяного загрязнения по содержанию ПАУ зафиксированы в импактных районах прибрежных акваторий Северного, Балтийского, Черного, Средиземного и многих других морей [GESAMP, 2001; NAS, 2003; АМАР, 2004; HELCOM, 2010; OSPAR, 2010; Немировская, 2013].

Важно подчеркнуть, что аномально высокие концентрации нефтяных углеводородов могут наблюдаться в воде и донных осадках районов, где отсутствуют какие-либо антропогенные источники загрязнения. В таких случаях, как показано выше (см. разд. 4.2.2), наиболее вероятно природное поступление углеводородов на морском дне. Такие явления достаточно распространены во многих морских

регионах и сопровождаются формированием повышенных биомасс и специфических донных биоценозов, трофической основой которых служит метан и другие нефтяные углеводороды [Леин, Иванов, 2009]. Мы вернемся к этому вопросу в гл. 5.

В придонных водах и донных осадках контрасты распределения могут быть еще более выраженными из-за мозаичности вещественного и гранулометрического состава донных отложений, что прямо и сильно влияет на накопление в них нефтяных углеводородов. Примеры такого «пятнистого» распределения по результатам последних исследований в Баренцевом и Карском морях показаны на рис. 4.15 и 4.16. Как правило, в большинстве образцов донных осадков морей Арктики преобладают углеводороды природного происхождения [АМАР, 2004].

Исследования в арктических морях [Немировская, 2004] показали, что концентрация АУВ в поверхностных водах изменялась в интервале от 0 до 93 мкг/л (рис. 4.17). Аналогичные данные для суммы ПАУ в Баренцевом и Белом морях примерно на порядок величин ниже [Матишов, 2007]. Наиболее высокие уровни могут быть связаны как с природными источниками углеводородов, так и с загрязнением в результате судоходства и транспортировки нефти танкерами. Суммарное поступление нефти в результате судоходства по трассе Северного морского пути оценивается величиной 50–200 т за навигацию [Лебедева, 2001], что несопоставимо с масштабами поступления углеводородов с речным стоком и из

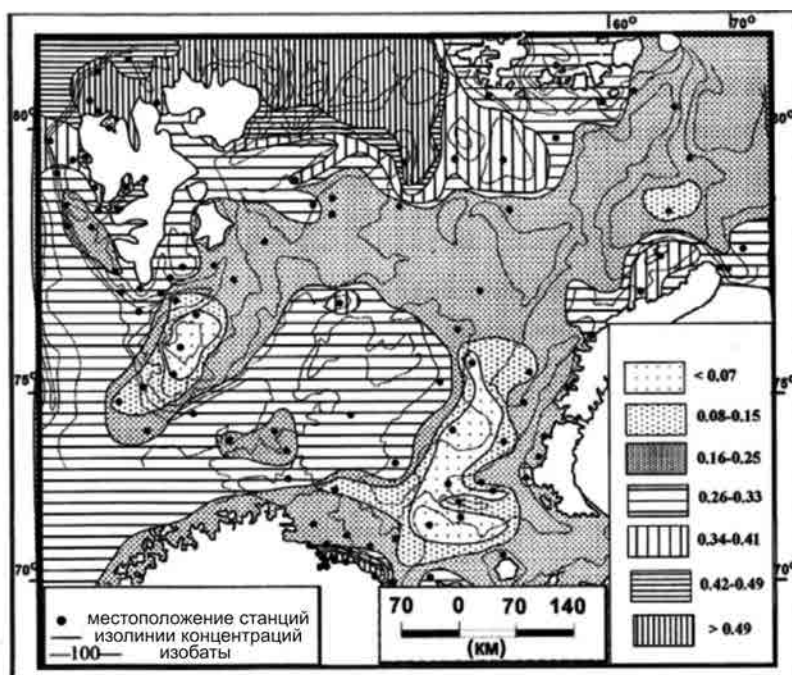


Рис. 4.15. Карта распределения ПАУ (в мкг/л) в придонном слое воды Баренцева моря [Гордеев, Соломатин, 2011]

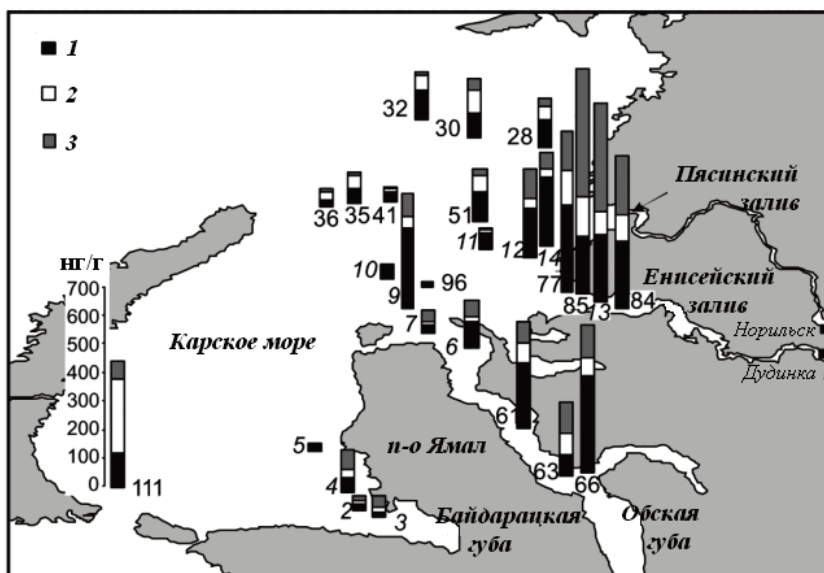


Рис. 4.16. Распределение ПАУ (мкг/кг) в донных осадках Карского моря [Dahle et al, 2006]:
 1 — сумма нафталина, фенантрена и бензтиофена; 2 — сумма 4–6 кольчатых ПАУ; 3 — перилен

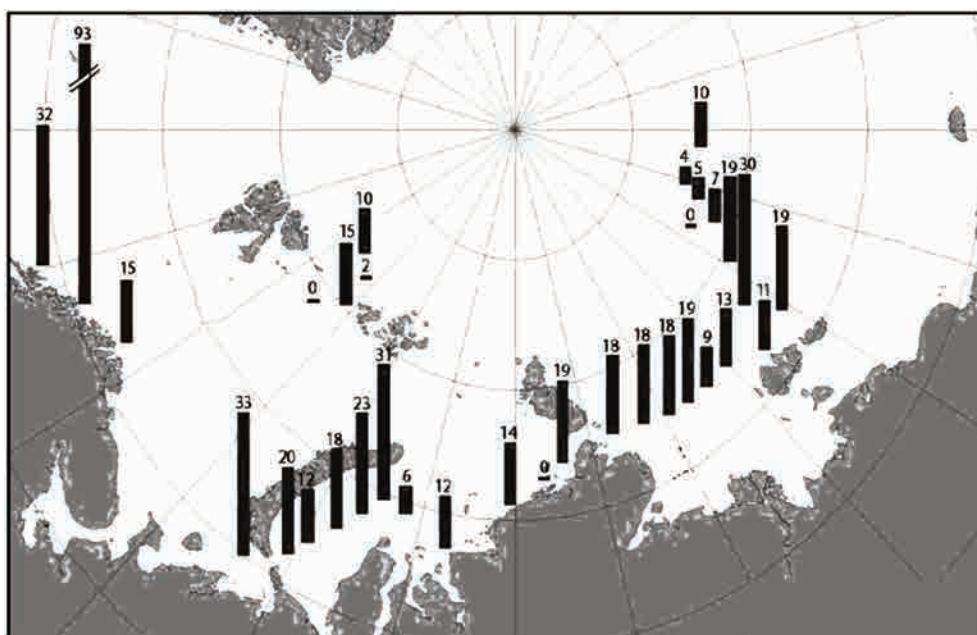


Рис. 4.17. Распределение алифатических углеводородов (мкг/л) в поверхностных водах арктических морей [Немировская, 2013]

атмосферы, которые измеряются десятками и сотнями тысяч тонн в год. Влияние сибирских рек отмечено на расстояниях до 100 км от берега. При этом в устьевых районах осаждаются около 70 % выносимого реками органического вещества [Fernandes, Sicre, 2000]. Напомним, что речной сток в арктической области России (особенно в Восточной Арктике) чрезвычайно велик и составляет около 1700 км³/год.

В приустьевых и эстуарных зонах формируются своеобразные маргинальные фильтры [Лисицын, 2001]. В этих зонах за счет смешения речных и морских вод и развития процессов флокуляции, коагуляции и биофильтрации происходит интенсивное выведение из водной толщи и осаждение на дно растворенного и взвешенного органического вещества, в т. ч. АУВ и в меньшей степени ПАУ. Исследования, выполненные в самых разных морях [Dachs et al., 1999; Немировская, 2004], показали, что в зонах маргинальных фильтров может осаждаться более 80 % АУВ, поставляемых в моря реками.

Отмеченная выше неравномерность распределения углеводородов в море существенно усиливаются, если учитывать не только растворенные и взвешенные формы ПАУ и АУВ, но также их нахождение в виде поверхностных пленок, взвеси и нефтяных комков (агрегатов). Твердые нефтяные агрегаты в виде смолисто-мазутных комков и шариков размером от 1 мм до 10 см относятся к числу наиболее распространенных форм нахождения нефти в море (рис. 4.18, вклейка). Их общий вес на акватории Мирового океана оценивается величиной не менее 500 тыс. т, а содержание на морской поверхности в разных регионах колеблется в очень широких пределах — от 0,001 до 2270 мг/м² [GESAMP, 1993; Немировская, 2004]. Наиболее высокие концентрации нефтяных пленок и комков отмечались в районах интенсивного судоходства и танкерных перевозок нефти в Северной Атлантике и прилегающих морях [Kornilios et al., 1998; АМАР, 2004; OSPAR, 2010]. За последние 10–20 лет наметилась явная тенденция к снижению этого вида нефтяного загрязнения. Однако нефтяные разливы и подводные выходы нефти на дне по-прежнему остаются источниками образования нефтяных пленок и агрегатов, распределение которых в морях отличается крайней неоднородностью.

Напомним, что области стабильного накопления нефтяных углеводородов приурочены к главным геохимическим барьерам на границах раздела вода–атмосфера, вода–донные осадки, море–суша, река–море. При этом гидрофобные АУВ преимущественно сорбируются взвесью, а более гидрофильные (особенно низкомолекулярные) ПАУ тяготеют к водной фазе. Напомним также, что благодаря депонирующим свойствам донных отложений (особенно мелкодисперсных) они способны длительное время удерживать углеводороды нефти и замедлять скорость их деградации. Именно поэтому донные осадки обычно используются в качестве основного объекта при мониторинге нефтяного загрязнения моря (т. 2, гл. 5).

Поверхностный микрослой морской воды. Явление концентрирования всех микрокомпонентов морской среды в тонком поверхностном микрослое (ПМС) морской воды на границе раздела с атмосферой давно известно и часто используется в практике морского мониторинга [Патин, 1979; Израэль, Цыбань, 1988]. Это особенно характерно для алифатических и других углеводородов с малой растворимостью в воде и гидрофобными свойствами. Для таких веществ степень

обогащения ПМС по сравнению с поверхностными водами (по величине отношения концентраций) может достигать нескольких десятков и даже сотен единиц. Размеры ПМС достаточно изменчивы, а их толщина и конфигурация могут быстро меняться в зависимости от гидрометеорологических условий на поверхности моря.

Локализация нефти в ПМС может привести к образованию на поверхности моря нефтяных slickов. В 1970–1980-е гг. они были объектами масштабных международных программ (глобальных, региональных, национальных) мониторинга нефтяного загрязнения. Было установлено, что около 1 % обследованной поверхности морей и океанов покрыто нефтяными пленками и сликами [Израэль, Цыбань, 1988; GESAMP, 1993]. Установлено также, что частота встречаемости ПМС прямо коррелировала с трассами морского судоходства и особенно с маршрутами танкерных перевозок нефти и районами повышенной частоты аварийных нефтяных разливов [Монина, 1991; Немировская, 2004]. Например, наблюдения по маршруту Средиземное море (Марсель) — Красное море — Аденский залив — Индийский океан показали, что слики покрывали от 20 до 80 % морской поверхности [Romano, 1996]. К настоящему времени острота этой проблемы заметно снизилась в силу ряда причин и прежде всего в результате заметного уменьшения аварийных потерь нефти при ее добыче и транспортировки в море (см. гл. 2).

Морское побережье. В первом приближении можно принять, что до 50 % от общего количества нефти, поступающей в море тем или иным путем, в конечном счете выносится на побережье в виде упомянутых выше нефтяных агрегатов. В результате сложных и длительных процессов «выветривания» химический состав этих нефтяных остатков весьма изменчив, но его основу обычно составляют асфальтены и смолы (более 50 %), а также другие высокомолекулярные соединения тяжелых фракций нефти. Скорость деградации этих нефтяных остатков на берегу заметно выше по сравнению с теми же процессами в толще морской воды [Миронов, 2000].

Как следует из опубликованных данных [Израэль, Цыбань, 1988; GESAMP, 1993; Michel, Hayes, 1999; Owens et al., 2002; Немировская, 2004], характерные уровни содержания нефтяных агрегатов на морских пляжах колеблются в пределах от 0,01 до 100 г/м². Наибольшее загрязнение приурочено к прибрежным районам активного судоходства и танкерных перевозок нефти, нефтяным терминалам, добычи и переработки углеводородов, а также к местам подводных выходов нефти на дне. Выбросы нефтяных агрегатов на берег часто наблюдаются после крупных нефтяных разливов. В табл. 4.5 дана классификация морских берегов по степени их загрязненности нефтяными комками.

В тех случаях, когда нефть выносится на берег в виде вязкой бесформенной массы или в эмульгированной форме (что чаще всего бывает при разливах вблизи от побережья), она подвергается интенсив-

Таблица 4.5
Уровни содержания нефтяных комков на морском побережье [Owens et al., 2002]

Концентрация, г/м (погонный)	Степень загрязнения
0–1,0	Незначительное
1–10	Низкое (фоновое)
10–100	Среднее
>100	Высокое (непригодно для рекреации)

ным процессам «выветривания». В результате на побережье могут возникать обширные и устойчивые твердые покрытия типа асфальтовых корок с толщиной до 5–10 см и размерами от 1 до 30 м [Baker et al., 1990]. Такие стабильные субстраты могут сохраняться на побережьях до 10 лет и более.

Морская биота. Накопление (биоаккумуляция) нефти и ее фракций (углеводородов) в водных организмах происходит обычно одновременно за счет усвоения (биосорбции) пограничными органами и тканями (жабры, кожа и др.), а также путем фильтрационного извлечения из воды взвешенных и эмульгированных форм нефти и их поглощения в процессе питания. Интенсивность и соотношение вклада каждого из этих механизмов в результирующую аккумуляцию соединений нефти в тех или иных гидробионтах будут, естественно, сильно варьировать в зависимости от множества факторов и обстоятельств. К их числу относятся вид организма, стадия развития, тип питания, уровень метаболизма, местообитание, а также форма нахождения нефти в среде (раствор, взвесь, пленка).

Каковы бы ни были источники и каналы поступления нефтяных углеводородов в живой организм, они сразу же включаются в сложнейшую цепь биохимических превращений с участием ферментных систем, которые могут радикально изменить химическую структуру исходных соединений нефти и превратить их в метаболиты, мало похожие на «родительские» вещества. Такого рода превращения происходят на фоне биосинтеза и биохимической динамики других природных углеводородов (в основном АУВ) в органах и тканях живых организмов.

Из сказанного ясно, что идентификация и определение углеводородов нефти в биологических пробах являются гораздо более сложной аналитической задачей по сравнению с анализом образцов воды и донных осадков. В этом — одна из причин чрезвычайно высокого разброса известных данных о содержании нефтяных углеводородов в морских организмах. Другая причина — уже упомянутое многообразие форм нахождения нефти в море и многофакторность процессов их накопления в гидробионтах. В результате, как показано в табл.4.3, диапазоны концентраций ПАУ и АУВ в морской биоте могут колебаться в пределах двух-трех (иногда — четырех) порядков величин.

Из сводных литературных данных [Патин, 1997] и их сжатого отображения в табл. 4.3 следует, что содержание в морских организмах АУВ почти всегда намного выше, чем содержание ПАУ. Это вполне согласуется с современными представлениями о биогенном происхождении большинства алифатических углеводородов в море. В этой связи данные о концентрации АУВ в морской биоте следует рассматривать в большинстве случаев не как признак нефтяного загрязнения, а как одно из многочисленных свидетельств существования природного биогенного фона алифатических углеводородов в море.

Несмотря на упомянутый выше разброс данных, есть основания констатировать существование положительной корреляции между содержанием нефтяных углеводородов в пелагических и донных организмах и их содержанием соответственно в воде и донных осадках. Концентрации ПАУ и АУВ в гидробионтах, как минимум, на два-три порядка величин превосходят соответствующие значения для водной среды. Аналогичные соотношения для бентосных организмов и грунтов существенно ниже и могут быть иногда близки к единице.

Уровень содержания ПАУ и других компонентов нефти в организмах определяется в конечном счете не только их концентрацией в среде, но также соотношением между скоростью их поступления в организм, интенсивностью ферментативного разложения в органах и тканях и скоростью выведения. Бентосные беспозвоночные (особенно двусторчатые моллюски) в силу менее развитых (по сравнению с рыбами) ферментных и метаболических систем, а также за счет высокой фильтрационной активности и обитания на дне обладают, как правило, повышенной способностью к накоплению нефтяных веществ. Именно поэтому прикрепленные и малоподвижные бентосные организмы (в частности, мидии и устрицы) чаще всего используются, наряду с донными осадками, в качестве стандартных объектов мониторинга нефтяного загрязнения морской среды. Одна из наиболее масштабных программ такого рода была выполнена в США [Mearns et al., 1999; NAS, 2003]. Ее результаты дали детальную характеристику загрязнения прибрежных вод США по данным о накоплении ПАУ в мидиях и устрицах. Эти же данные используются как реперные при принятии решения о закрытии либо возобновлении рыбного промысла в случаях нефтяных разливов [Патин, 2008].

Распределение углеводородов нефти в морских организмах отличается крайней неоднородностью. Как правило, повышенные концентрации ПАУ и АУВ тяготеют к органам и тканям, контактирующим с водной средой, а также к системам аккумуляции (депонирования), метаболического разложения (детоксикации) и выделения (экскреции). Благодаря липофильным свойствам нефтяных углеводородов, они также тяготеют к органам и тканям с повышенным содержанием жиров и липидов. Многочисленные опубликованные данные показывают, что наиболее высокие уровни содержания ПАУ в рыбах чаще всего обнаруживают в их печени и желчи, а также в жабрах, гонадах, жировых отложениях и тканях. Аккумуляция ПАУ в моллюсках и других беспозвоночных наиболее характерна для их пищеварительных желез и репродуктивных органов, обогащенных липидами. Известны также случаи обнаружения нефтяных комков и агрегатов в желудках и пищеварительном тракте морских рыб, беспозвоночных и млекопитающих [GESAMP, 1993].

Установленное для некоторых токсикантов (в основном для тяжелых металлов и хлорорганических веществ) явление нарастания их концентраций в морских организмах по мере повышения трофического уровня (эффект пищевой цепи) скорее всего не распространяется на распределение в морских экосистемах большинства нефтяных углеводородов. В то же время нельзя исключать возможность подобных эффектов для высокомолекулярных и устойчивых ПАУ типа бенз(а)пирена, стабильность и липофильные свойства которых могут способствовать их переходу по пищевой цепи и аккумуляции в организмах верхних уровней трофических пирамид в море [Ikavalko, 2005]. Подобные процессы особенно вероятны для арктических экосистем, где пищевые цепи отличаются небольшим набором видов с высокой численностью и способны передавать «липидную волну» (с возможным включением ПАУ) от фитопланктона к рыбам и затем к птицам и млекопитающим. Предположения такого рода иногда высказываются в научной литературе [АМАР, 2004], однако этот вопрос остается пока открытым из-за отсутствия прямых доказательств перехода ПАУ по пищевым цепям.

4.5. ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ НЕФТИ В МОРЕ

Мировая научная литература по проблемам морской токсикологии нефти насчитывает тысячи публикаций. Надо признать при этом, что несмотря на долгую (более 100 лет) историю исследований в данной области, многие проблемы до сих пор остаются открытыми и служат предметом дискуссий. Например, в опубликованных работах можно найти практически любые выводы (в т. ч. противоречащие друг другу) относительно степени биологической опасности нефтяного загрязнения: от утверждений об отсутствии вредных эффектов при концентрации нефти в воде порядка 1–10 мг/л до доказательств существования таких эффектов в присутствии следовых количеств (10^{-3} – 10^{-2} мг/л) растворенных в воде углеводородов нефти.

Вместе с тем к настоящему времени накоплено достаточно много экспериментальных и полевых данных, необходимых для получения объективной экотоксикологической характеристики нефти и оценки биологических последствий нефтяного загрязнения морской среды. Ниже представлен краткий аналитический обзор известных публикаций, включая материалы и выводы, изложенные в моих предыдущих работах [Патин, 1997; Patin, 1999; Патин, 2004; 2008].

4.5.1. Нефть как групповой токсикант

Как ни странно, на первый взгляд, но упомянутый выше разброс результатов и мнений по поводу биологических эффектов нефти в море не должен вызывать особого удивления. Достаточно обратиться к рис. 4.19 чтобы уяснить, насколько широк спектр возможных реакций морских организмов на вредные воздействия нефти и, следовательно, сколь разнообразны могут быть биологические проявления нефтяного загрязнения.

Отметим, что только за счет методической несогласованности токсикологических экспериментов расхождения их результатов для одних и тех же тестовых организмов могут составлять десятки раз. Эти и ряд других ограничений и недостатков токсикологических методов (см. гл. 3) тем не менее не умаляют возможности морской экотоксикологии решать многие задачи, связанные с объективной оценкой биологических последствий нефтяного загрязнения морей.

К числу главных факторов и условий, которые определяют опасность нефти и нефтяных углеводородов в отношении морских организмов, следует отнести:

- тип нефти, ее состав и свойства, уровни содержания и форму нахождения в среде (пленка, эмульсия, раствор, взвесь);
- доступность нефти для усвоения морскими организмами;
- способность организмов аккумулировать и разлагать нефтяные углеводороды;
- вид организмов, стадия развития, жизненная форма (планктон, нектон, бентос);
- текущие условия морской среды (температура, кислородный режим и др.).

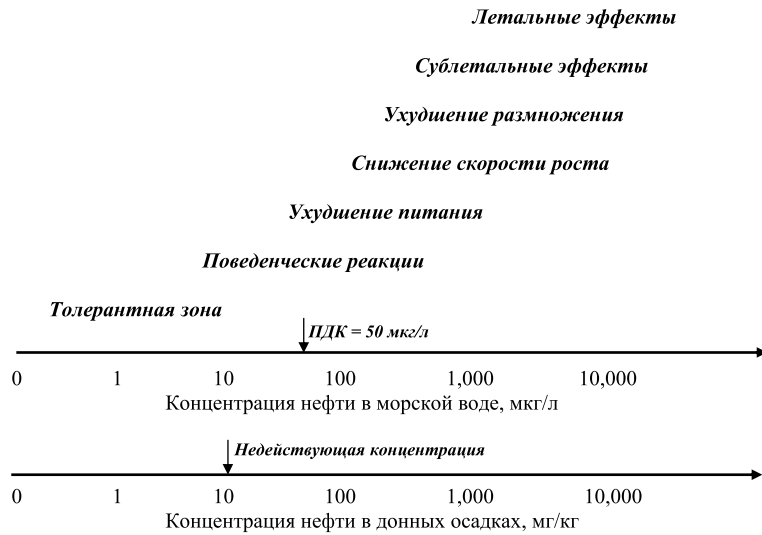


Рис. 4.19. Последовательность основных реакций и откликов в морской биоте в зависимости от концентрации углеводородов нефти в морской воде и донных осадках

Ключевым моментом эколого-токсикологической характеристики нефти как загрязнителя в море является двойственный механизм ее биологического действия, что отражено схематически на рис. 4.20. С одной стороны, за счет присутствия токсичных углеводородов (в основном ароматических) и их частичной растворимости в воде нефть выступает в качестве токсиканта, отдельные компоненты которого способны проникать в водные организмы и отравлять их по механизму наркотического действия. Это особенно характерно для легких типов нефти и нефтепродуктов с повышенным содержанием растворимых низкомолекулярных аренов. С другой стороны, нефть является вязким гидрофобным субстратом с адгезивными свойствами и потому способна налипать на любые поверхности, в т. ч. на поверхность живых организмов. В таких случаях происходит

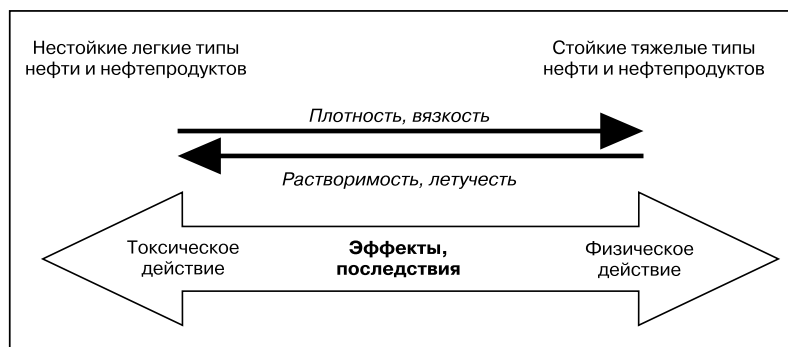


Рис. 4.20. Двойственный механизм действия нефти на морские организмы в зависимости от ее основных физико-химических свойств

поражение ряда жизненно важных функций организмов (особенно птиц и млекопитающих), что часто заканчивается их гибелью. Этот механизм вредного действия характерен для устойчивых тяжелых разновидностей нефти с высокой вязкостью и плотностью, к которым относятся, например, некоторые сорта мазута.

Такого рода двойственность действия нефти на морские организмы имеет принципиальное значение для оценки и прогноза биологических последствий нефтяных разливов. В каждом случае в зависимости от типа и свойств разлитой нефти (особенно от плотности и вязкости) будет преобладать тот или иной механизм поражения биоты в море и на берегу [Патин, 2008].

Другим ключевым моментом эколого-токсикологической характеристики нефти является многокомпонентность, изменчивость и неопределенность ее состава после попадания в морскую среду. По мере «выветривания» нефти (испарение, диспергирование, окисление и т. д.) и исчезновения наиболее растворимых моноароматических соединений (бензол, толуол, ксилены), определяющих химический состав и острую токсичность на начальных этапах разливов, будет нарастать вклад высокомолекулярных ПАУ, от которых зависит в конечном счете долговременная (хроническая) токсичность нефти. Это подтверждено, в частности, результатами многочисленных измерений токсичности и химического состава углеводородов в донных осадках после нефтяных разливов [Boyd et al., 2001; NAS, 2003; Franco et al., 2006]. С течением времени с момента контакта нефти с морской средой ее токсические свойства сильно ослабевают. При этом наблюдается быстрое (в течение нескольких суток) и практически полное удаление летучих моноароматических углеводородов и постепенное (в течение месяцев и лет) снижение относительного содержания в составе ПАУ нафталиновой фракции. При этом аналогичный показатель для группы хризеновых углеводородов синхронно увеличивался [Page et al., 2001].

Фактически при постановке токсикологических экспериментов (биотестов) и тем более — при нефтяном загрязнении природных сред мы имеем дело не с сырой нефтью как таковой, а с комплексом углеводородов и рядом других веществ, состав и содержание которых постоянно меняется. С эколого-токсикологических позиций нефть и нефтепродукты в водной среде следует рассматривать как **сложный групповой токсикант переменного состава**. При этом речь идет о групповом токсиканте неспецифического действия, поскольку мы не можем выделить какую-либо функцию или систему в организме, на которую нефть и ее компоненты не оказывали бы то или иное воздействие. Точно так же мы не можем выделить какую-либо функцию или систему, которая избирательно реагировала бы на присутствие только нефтяных веществ, как это происходит, например, в случае фосфорорганических соединений. В ряде работ отмечается наркотическое действие ароматических углеводородов нефти за счет разрушения оболочки клеток.

Уместно напомнить об общей зависимости токсических свойств всех веществ от их химической структуры. Как известно, с переходом от простых углеводородов с прямой цепью атомов углерода к сложным и разветвленным молекулам циклической структуры, а также по мере увеличения молекулярного веса в гомологических рядах углеводородов происходит закономерное усиление их токсических свойств. Именно поэтому, а также в силу повышенной способности к био-

аккумуляции особый интерес и наибольшую тревогу в долгосрочном плане представляют соединения нафталинового ряда и другие высокомолекулярные ПАУ. Все остальные углеводородные соединения либо плохо растворимы в воде (парафиновые углеводороды), либо быстро улетучиваются (моноароматические соединения). Как правило, токсичность углеводородов обратно пропорциональна их растворимости в воде или температуре кипения, независимо от того, к какому классу они относятся. Высококипящие углеводороды имеют слишком большие молекулы, чтобы проникнуть через поверхностные мембраны в ткани организмов, тогда как летучие компоненты нефти могут испариться прежде, чем окажут какое-либо действие.

Экспериментальные данные по действию десяти индивидуальных ПАУ на массовые виды зоопланктонных организмов (копеподы *Oithona davisae*) дают основания для ряда выводов относительно механизма токсичности нефтяных углеводородов [Varata et al., 2005].

- За исключением диметилфенантрена, все исследованные ПАУ оказывали вредное воздействие на зоопланктонные организмы при концентрациях в морской воде ниже порога их растворимости. Максимальная токсичность была установлена для пирена, минимальная — для нафталина, причем различие по показателю выживаемости в острых опытах достигало 70 раз.
- Исследованные ПАУ обладали наркотическим действием, что проявилось в снижении двигательной активности рачков при сублетальных концентрациях ПАУ в среде. Наибольший наркотический эффект был характерен для нафталина, минимальный — для фенантрена.
- Острая токсичность ПАУ находится в сильной обратной связи с коэффициентом их распределения между октанолом и водой (коэффициент корреляции 0,9), что подтверждает зависимость токсических свойств нефтяных углеводородов от их молекулярного веса и структуры.
- При действии на зоопланктонные организмы смеси ПАУ результирующие токсические эффекты подчиняются закону аддитивности. Это означает, что токсичность смеси углеводородов определяется суммой эффектов от токсичности каждого из них.

Аддитивный характер токсического действия смеси ПАУ на морские организмы других таксономических и экологических групп подтверждается в ряде других публикаций [Swan et al., 1994; Rand, 1995; French-McCay, 2004].

В составе обширной группы ПАУ следует особо выделить высокомолекулярные углеводороды типа бенз(а)пирена, бенз(а)антрацена и другие аналогичные вещества, мутагенные и канцерогенные свойства которых достаточно хорошо изучены на теплокровных животных. К сожалению, водная токсикология таких веществ развита пока крайне слабо, хотя имеются сведения о проявлении их мутагенных и канцерогенных свойств по отношению к ряду представителей морской биоты, особенно к бентосным видам в условиях хронического нефтяного загрязнения [Израэль, Цыбань, 1989; GESAMP, 1993; Swan et al., 1994; NAS, 2003].

Среди факторов среды, от которых сильно зависят характер и последствия интоксикации организмов, лидирующая роль принадлежит температурным условиям и кислородному режиму. При повышении температуры усиливается общая

интенсивность физиолого-биохимических процессов, в том числе процессов взаимодействия токсикантов с молекулами биосубстратов, что, как правило, приводит к резкому усилению поражающего действия большинства токсикантов. Это несомненно относится и к углеводородам нефти. Однако надо учесть, что с повышением температуры быстро нарастает также интенсивность распада нефти и нефтепродуктов.

Что касается роли кислородного режима, то снижение уровня кислорода в среде для большинства морских организмов само по себе является вредным (стрессовым), а иногда и летальным воздействием. Ясно, что появление на этом фоне нефти и нефтепродуктов, т. е. органических веществ с токсическими свойствами, будет приводить при прочих равных условиях к ухудшению качества среды.

Завершая общую эколого-токсикологическую характеристику нефти, надо подчеркнуть еще раз, что ее вредное действие в море может определяться не только и не столько интоксикацией морских организмов, сколько прямым физическим контактом с биотой на поверхности моря и на берегах, а также нарушением биотопов (местообитаний) организмов. Это вполне очевидно, если учесть положительную плавучесть сырой нефти в воде (плотность ниже единицы) и очень низкую растворимость большинства нефтяных углеводородов в воде (обычно менее 1 % от общего количества сырой нефти). В качестве иллюстрации достаточно вспомнить многочисленные случаи массовой гибели птиц и млекопитающих при их соприкосновении с нефтяными пленками во время разливов нефти в прибрежной зоне. Мы вернемся к анализу таких ситуаций в т. 2 (гл. 3).

4.5.2. Типы и механизмы биологического действия

Известно, что стрессовые (в т. ч. токсические) эффекты возникают на всех уровнях организации жизни в биосфере — от субклеточного до популяционного и экосистемного. Это в полной мере относится к ситуациям нефтяного загрязнения и нефтяных разливов в море, экологические последствия которых по результатам полевых работ будут подробно рассмотрены в т. 2 (гл. 3 и 4). В данном разделе речь пойдет в основном о токсикологических исследованиях, которые выполняются в лабораторных условиях по методологии биотестирования с использованием моновидовых культур морских организмов (см. гл. 3). Исключением могут быть полевые эксперименты с морскими микрокосмами, т. е. изолированными из морской среды природными сообществами. Опыты с морскими микрокосмами *in situ* (в виде прозрачных емкостей, экспонируемых в водной толще или на дне) дают некоторое представление о популяционных и межвидовых реакциях планктона и бентоса на присутствие нефти в естественных экосистемах. Надо отметить однако, что воспроизводимость результатов таких опытов весьма низкая, а их экстраполяция на природные условия, вызывает определенный скептицизм [Rand, 1995; Никаноров и др., 2000; Chapman, 2002].

Стрессовые и токсические эффекты. При анализе биологических реакций на присутствие нефти в водной среде следует выделять несколько основных типов вредных (стрессовых, токсических) эффектов.

Прямое (физическое) воздействие. В результате соприкосновения покровных органов и тканей организмов со «свежей» нефтью и неизбежного в таких случаях частичного или полного покрытия организма нефтяной пленкой быстро возникают нарушения терморегуляции, водного и газового обмена и других жизненно важных процессов и функций. В свою очередь это приводит либо к сублетальным эффектам обратимого характера (аномалии поведения и размножения, ослабление иммунитета, замедление роста и т. д.), либо к гибели организмов. Ситуации такого рода особенно очевидны и наглядны при контакте морских птиц и млекопитающих с нефтью после нефтяных разливов на поверхности моря и на побережье. Прямое поражающее действие нефти за счет физического контакта возможно также на морском дне в отношении прикрепленных или малоподвижных донных организмов (водоросли-макрофиты, моллюски, ракообразные, черви). Это происходит в тех случаях, когда сырая нефть не диспергируется в водной толще, а накапливается в донных (литоральных и сублиторальных) отложениях с богатой флорой и фауной мелководного бентоса.

Летальная (острая) интоксикация. Как отмечено выше, острое токсическое действие нефти, которое вызывает быструю (в течение часов или суток) гибель организмов, определяется в основном присутствием в морской среде фракции моноциклических ароматических углеводородов. К ним относятся прежде всего бензол, толуол, этилбензол и ксилены (углеводороды группы БТЭК), для которых характерны наркотические (нейротоксические) свойства. Благодаря относительно высокому содержанию в сырой нефти (до 5 %), хорошей растворимости в воде (от 100 до 500 мг/л) и способности к быстрой биоаккумуляции углеводороды этой группы могут создавать определенную токсикологическую угрозу на первых этапах нефтяных разливов. Почти все известные случаи массовой гибели рыб и беспозвоночных после нефтяных разливов были связаны с поступлением в море легких типов нефти с повышенным содержанием низкомолекулярных аренов [Патин, 2008]. При биотестировании в лабораторных условиях такие углеводороды вызывают 50 % гибель планктонных беспозвоночных и рыб при концентрациях от 5 до 50 мг/л (LC_{50} за время экспонирования 48 ч) [NAS, 2003]. Из обзора известных литературных данных следует, что летальная токсичность растворимой в воде фракции сырой нефти для морских организмов проявляется в очень широких пределах концентраций — от 1 до 100 мг/л в зависимости от типа нефти, вида гидробионта и условий биотестирования [Patin, 1999; Gala et al., 2001]. Из сопоставления этих данных с известными международными системами классификации веществ по степени их токсичности для водных организмов [GESAMP, 1997; ООН, 2009] следует вывод о том, что нефть относится к категории слаботоксичных и/или умеренно токсичных веществ.

Сублетальные (стрессовые) нарушения. Помимо критерия токсичности по показателю гибели организмов существует большой набор других показателей вредного действия нефти на морскую биоту. К ним относятся прежде всего так называемые биомаркеры, т. е. белковые молекулы ферментов, синтез которых индуцируется при появлении в организме вредных веществ (включая ПАУ) и которые запускают механизмы детоксикации этих веществ. Повышенный уровень активности биомаркеров, например цитохрома P4501A, может служить индикатором

физиолого-биохимических нарушений в организме под воздействием нефтяного загрязнения (стресса).

Аналогичными индикаторами могут быть также аномалии поведения, ухудшение питания, морфологические отклонения, нарушения роста, размножения, иммунитета и других жизненно важных процессов, которые в совокупности можно рассматривать как проявления стресса. Например, в случае водорослей возможны изменения фотосинтетической активности, для планктонных ракообразных и бентосных беспозвоночных — нарушения процесса биофильтрации, для мидий и устриц — ослабление связи биссуса с субстратом, для икры, личинок и молоди рыб — аномалии эмбрионального и постэмбрионального развития и т. д. Все эти стрессовые эффекты обычно инициируются вначале на клеточном и субклеточном уровнях как результат нарушения физиолого-биохимических процессов и систем. В зависимости от характера и условий (особенно от времени) воздействия нефти эти первичные сублетальные реакции могут привести либо к временному (обратимому) ухудшению состояния организма либо к устойчивым (необратимым) изменениям и последующей гибели. Характерные диапазоны содержания в морской воде фракции растворимых (в основном моноциклических) углеводов, при длительном воздействии которых на организмы разных систематических и экологических групп возникают перечисленные выше сублетальные (стрессовые) эффекты, изменяются в пределах от 0,001 до 0,1 мг/л [Патин, 1979; Patin, 1982]. Надо подчеркнуть, что практически все перечисленные выше показатели сублетальных нарушений в морской биоте не являются строго специфическими (избирательными) по отношению к вредному действию нефти. Аналогичные нарушения возникают в морских организмах как ответные реакции на природные стрессы (резкие перепады температуры, ухудшение кислородного режима, недостаток пищи и т. д.).

Биоаккумуляция углеводов. Достаточно продолжительный контакт морских организмов с нефтью неизбежно влечет за собой биосорбцию углеводов и их накопление в органах и тканях по механизмам, кратко описанным выше. За счет липофильных свойств многих нефтяных углеводов (особенно ПАУ) они способны аккумулироваться и достаточно долго задерживаться в печени, гонадах и других органах и тканях, богатых липидами. Это чревато, во-первых, летальными и сублетальными эффектами, о которых речь шла выше, и, во-вторых, возможностью передачи наиболее устойчивых высокомолекулярных ПАУ типа бенз(а)пирена по пищевой цепи вплоть до человека [Ikavalko, 2006]. Кроме того, при контакте с сырой нефтью промысловые рыбы и беспозвоночные способны приобретать нефтяные запахи и привкусы, что обычно означает утрату их товарных качеств и экономические потери. Из обзора известных литературных данных [Патин, 1997; 2008] следует, что органолептические признаки нефтяного загрязнения рыб, моллюсков и ракообразных возникают в широком диапазоне концентраций нефти (от 0,01 до 1,0 мг/л) в зависимости от типа и состава нефти и формы ее нахождения в среде (раствор, пленка, эмульсия).

Динамика реагирования. При длительном действии относительно малых концентраций токсиканта или при кратковременном воздействии больших доз принято различать три основные последовательные фазы реагирования организма:

- период безразличия или временного (обратимого) нарушения функций;
- период нормализации или даже стимуляции жизненных процессов;
- период угнетения и конечных нарушений.

В общих чертах эта последовательность реакций согласуется с известной концепцией адаптационного синдрома Г. Селье, которая выделяет фазы «тревоги», «компенсации» и «истощения» организма в ответ на стрессовое воздействие.

Фазовый характер реагирования в данном случае определяется тем, что в результате вредного (токсического) воздействия в организме одновременно возникают и развиваются два типа процессов — деструктивные изменения (повреждения) и компенсаторные (адаптивные, репарационные) реакции. Эти процессы сопряжены между собой по времени и по интенсивности воздействия. Повреждения проявляются только тогда, когда скорость деструктивных изменений превышает скорость процессов приспособления и восстановления. При этом все защитные ресурсы в организме достигают максимального уровня (или истощаются) и не в состоянии компенсировать повреждения. Наложение этих процессов и определяет в конечном счете отмеченный выше фазовый характер реагирования на стресс, в т. ч. вызванный нефтяным загрязнением.

Какой-либо строгой универсальной зависимости токсического эффекта от времени воздействия и концентрации токсиканта в среде не существует. В упрощенном (идеализированном) виде эту зависимость иногда представляют в форме «закона Хабера», который выражается следующей формулой [Rand, 1995]:

$$EC_{50}(t) = A/t + NEC,$$

где: $EC_{50}(t)$ — эффективная (действующая) концентрация токсиканта (мг/л) для 50 % организмов в зоне воздействия;

t — время воздействия (часы);

A — константа (мг/л);

NEC — недействующая концентрация (No Effect Concentration).

В графической форме эта зависимость отражена на рис. 4.21. В данном случае важно отметить факт быстрого нарастания $EC_{50}(t)$ и, следовательно, неизбежность такого же быстрого снижения токсического эффекта любого вредного вещества (включая углеводороды нефти) по мере уменьшения времени воздействия. Это подтверждают все известные результаты лабораторных и полевых исследований по действию нефти на морские организмы. Этот факт, вытекающий из всей совокупности известных данных о действии нефти на водные организмы, имеет принципиальное значение для объективной оценки и прогноза последствий нефтяного загрязнения.

Острое и хроническое действие.

Принято различать острые и хронические эффекты действия нефти (как

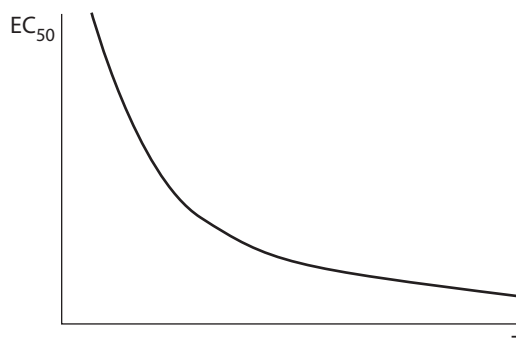


Рис. 4.21. Теоретическая зависимость медианной эффективной концентрации вещества (EC_{50}) от времени воздействия (T)

и любого другого вредного вещества) на водные организмы. Под острой токсичностью обычно понимают кратковременные поражающие эффекты в результате прямого действия токсиканта при уровнях содержания нефти в среде, достаточно высоких для проявления быстрых и четко выраженных поведенческих, физиологических и других реакций организмов, вплоть до их гибели. Хроническая токсичность проявляется в широкой гамме долговременных биологических реакций (от первичных сублетальных до гибели организмов и нарушения воспроизводства популяций) в условиях длительного и непрерывного действия малых и сравнительно постоянных уровней (доз) токсиканта.

К настоящему времени накоплено достаточно большое количество экспериментальных и полевых данных о действии нефти и ее компонентов на морские организмы и биотические сообщества. Большинство этих данных относится к токсическому действию растворенной или диспергированной в воде нефти на моновидовые культуры морских организмов в острых (краткосрочных) опытах длительностью несколько суток в статических условиях [Patin, 1982; GESAMP, 1993; Патин, 1997; Singer et al., 2000; Gala et al., 2001; Holdway, 2002; NAS, 2003; Ikavalko, 2005]. В то же время известны работы, где опыты выполнялись в проточных системах с устройствами для непрерывного поддержания заданных концентраций нефти в среде [Moles, 1998; Serigstad, 1999; Clark et al., 2001].

Опубликованные данные по острой токсичности нефти сильно различаются в зависимости от типа нефти и формы ее нахождения в морской среде, вида тест-организмов и условий постановки опытов (проточные системы, статические опыты, длительность экспериментов, температура, режим аэрации и др.). Судя по цитированным выше работам, в большинстве случаев медианная летальная концентрация (LC_{50}) в опытах длительностью от 48 до 96 ч изменяется в пределах от 1 до 10 мг/кг по общему содержанию растворимых в воде (в основном ароматических) углеводородов. Надо отметить, что это содержание, а также состав и динамика углеводородов далеко не всегда контролируются в ходе выполнения токсикологических опытов. Между тем эти показатели существенно зависят от способа подготовки нефти и формы ее нахождения в тестируемой среде. Для этого обычно используют две основные фракции нефти — растворенную и диспергированную, которые готовят путем насыщения морской воды нефтью по специальным методикам [Singer et al., 2000; Gala et al., 2001].

Сопоставление результатов разных авторов весьма затруднено из-за несогласованности способов приготовления исходных (маточных) и рабочих (разбавленных) растворов нефти для опытов, а также за счет различия методов контроля содержания нефти в тестируемых системах [Патин, 1997; Blenkinsopp et al., 1997; Lam, Gray, 2001]. Показано, в частности, что даже при постановке стандартных биотестов по действию нефти на один и тот же объект (мизиды *Holmesimysis costata*) в одной и той же лаборатории варибельность результатов по показателю смертности в серии параллельных опытов была весьма высокой и существенно (от 10 до 100 раз) превышала разброс результатов аналитических определений нефти [Singer et al., 2000].

О расхождении результатов определения токсичности нефтяных углеводородов по величине LC_{50} для морских организмов разных систематических групп

при разных условиях биотестирования можно судить по данным табл. 4.6. Вполне очевидно, что при переходе от статических биотестов к проточным системам и по мере увеличения времени экспозиции величины LC_{50} заметно снижаются.

Таблица 4.6

Величины LC_{50} нефти (мг/л суммы ароматических углеводородов) для морских организмов при разных условиях биотестирования [Moles, 2001]

Виды организмов	Типы биотестов и продолжительность опытов		
	Статическая система (4 сут)	Проточная система (4 сут)	Проточная система (28 сут)
Лосось (горбуша)	1,7	1,2	1,2
Камбала звездчатая	>5,3	1,8	0,8
Амфиподы	>8,0	>1,9	3,9
Креветки	2,7	1,4	0,6
Королевский краб	3,7	1,5	0,6
Прибрежный краб	8,5	3,0	1,3
Морские звезды	>10,8	>1,3	0,8
Гребешки	3,9	>2,0	1,0
Мидии	>9,0	>3,0	1,5

В одной из работ по биотестированию разных типов сырой нефти и их основных фракций [Gala et al., 2001] установлено, что беспозвоночные (в частности, мизиды) более чувствительны к действию нефти по сравнению с рыбами. Показана также высокая изменчивость концентрации растворенных в воде углеводородов в ходе опытов и очень сильная зависимость токсических свойств нефти от ее исходных физико-химических свойств (особенно от вязкости) и фракционного состава.

В качестве общих тенденций изменения острой токсичности нефти для морских организмов можно отметить следующие характерные черты, которые вытекают из всей совокупности известных данных:

- рыбы и двусторчатые моллюски обычно менее чувствительны к действию сырой нефти, чем ракообразные;
- пресноводные беспозвоночные несколько более чувствительны по сравнению с морскими видами;
- большинство видов морской фауны на ранних стадиях развития (икра, личинки, молодь) отличаются повышенной чувствительностью к действию нефтяных углеводородов;
- токсичность «свежей» сырой нефти определяется в основном присутствием хорошо растворимых (летучих) моноароматических углеводородов (бензол, толуол, этилбензол, ксилены) и существенно возрастает при повышении степени диспергирования нефти в водной среде.

В последнее время появляется все больше исследований сублетальных эффектов и последствий длительного действия нефти на морские организмы. Это

связано с тем, что до сих пор остаются разногласия при оценке долговременных последствий нефтяного загрязнения и нефтяных разливов. Среди исследований в этой области особое место занимают работы, посвященные длительному действию сублетальных уровней нефтяного загрязнения на размножение промысловых видов рыб [Serigstad, 1999; Anderson, Zitko, 2000; Heintz et al., 2000; Brannon et al., 2001; Carls et al., 2001; Johnson et al., 2001; Moles, 2001; Huggett et al., 2004].

Принципиальное различие острой и хронической токсичности состоит в том, что в первом случае вредные биологические эффекты формируются в течение часов (суток) и, как правило, не выходят за пределы организменного уровня, тогда как во втором случае последствия могут проявиться спустя длительное время и отразиться на состоянии популяций и сообществ. Применительно к нефтяному загрязнению моря и особенно в связи с долговременными последствиями нефтяных разливов эти вопросы до сих пор сохраняют актуальный и дискуссионный характер (т. 2, гл. 3).

Биологическая и экологическая доступность. Проявление токсических свойств нефти в море и ее вредное воздействие на морскую биоту возможны лишь при определенных условиях и ситуациях. Среди них ключевую роль играет возможность соприкосновения организма с нефтью, а также поглощение нефтяных углеводородов в процессе его жизнедеятельности. Существуют несколько механизмов реализации этих предпосылок.

Прямой контакт. При соприкосновении нефти с водными организмами происходит ее налипание на наружные покровы (кожа, чешуя, жабры и т. д.), что может привести в дальнейшем к нарушению жизненно важных функций организма или к его гибели. Это наиболее простой и наглядный механизм вредного воздействия нефти на морскую биоту (особенно на птиц и млекопитающих), губительные последствия которого можно наблюдать практически при каждом крупном нефтяном разливе в прибрежной зоне.

Биосорбция. В тех ситуациях, когда нефть присутствует в морской среде в форме растворенных или диспергированных углеводородов, обычно преобладает сорбционный механизм их поглощения. При этом происходит концентрирование (локализация) углеводородов на поверхности пограничных тканей и мембран с последующим проникновением сорбированных веществ в организм в процессе экологического метаболизма и биосорбции [Patin, 1982].

Заглатывание. Прямое попадание нефти в желудочно-кишечный тракт возможно при поедании пищи или заглатывании субстратов, загрязненных нефтью. Это может происходить, например, в процессе восстановления осмотических потерь рыбами, когда они заглатывают воду. То же самое происходит при попытках морских животных или птиц очистить наружный покров от налипшей нефти. Аналогичный эффект возникает также при использовании в пищу других организмов, которые уже аккумулировали нефть тем или иным путем.

Биофильтрация. Для многих планктонных и бентосных беспозвоночных (копеподы, креветки, мидии, устрицы и др.) фильтрация является важнейшим способом питания. Масштабы биофильтрации в море грандиозны. В частности, установлено, что 1 м² колонии мидий в прибрежной зоне фильтрует за сутки от 100 до 1000 т воды с полным удалением из нее всей взвеси, которая при

этом связывается в крупные пищевые комки [Лисицын, 1994]. Известно также, что в условиях нефтяного загрязнения в этот процесс легко вовлекаются взвешенные и диспергированные формы нефти. Это обстоятельство, а также повышенная толерантность некоторых двустворчатых моллюсков, например мидий, к нефтяному загрязнению легли в основу оригинальных систем гидробиологической санации морских прибрежных акваторий [Миронов, 2001]. Как отмечено выше, эти же свойства бентосных моллюсков (особенно мидий и устриц) определяют их использование в качестве стандартных объектов в системах биомониторинга нефтяного загрязнения морской среды [Mearns et al., 1999; NAS, 2003].

Ингаляция. Ясно, что этот механизм проникновения нефтяных углеводородов в организм реализуется только при вдыхании нефтяных паров и аэрозолей. Это происходит, например, при плавании млекопитающих и птиц по морской поверхности, покрытой нефтяными пленками.

Эколого-токсикологические эффекты и последствия нефтяного загрязнения моря в значительной мере определяются явлением, которое принято называть *биологической доступностью*. Любое вещество, включая нефть и нефтепродукты, является биодоступным только в том случае, если оно находится в форме, при которой возможно его проникновение в ткани и органы живого организма. Речь идет о возможности и интенсивности поглощения того или иного вещества живым организмом из окружающей среды (вода, донные отложения, другие организмы). Токсический эффект будет определяться в конечном счете именно этой поглощенной дозой, а отнюдь не концентрацией токсиканта в среде и тем более — не его общей нагрузкой (массой) в той или иной экосистеме (водная толща, морское дно, литораль). В свою очередь биодоступность вещества зависит от скорости, с которой это вещество поглощается организмом и аккумулируется в органах и тканях. Именно здесь, на клеточном и физиолого-биохимическом уровнях разворачивается картина интоксикации организма, от исхода которой зависит его жизнь либо смерть. При этом решающая роль принадлежит физико-химическим свойствам данного вещества, степени развития в организме биосорбционных структур и тканей (например, эпителиального покрова) и способности организма к детоксикации и выведению продуктов распада (метаболитов).

Как известно, гидрофобные (неполярные) органические соединения, к которым относятся почти все нефтяные углеводороды, имеют низкую растворимость в воде и высокую растворимость в органических растворителях и липидах. Поэтому при контакте водных организмов с растворенными или диспергированными в воде углеводородами последние начинают поглощаться из воды органами и тканями, наиболее богатыми липидами (печень, гонады, жировые отложения). На этом основана методология оценки способности органических веществ (в т. ч. нефтяных углеводородов) накапливаться в водных организмах по результатам измерения коэффициента $K_{ов}$ [Rand, 1995]. Этот коэффициент представляет собой отношение концентрации токсиканта в органическом растворителе (обычно в октанол) к его концентрации в воде после установления равновесия при распределении токсиканта через полупроницаемую мембрану между водой и октанолом. Чем больше величина $K_{ов}$ для того или иного токсиканта, тем выше его физиоло-

гическая биодоступность и, следовательно, долговременная биологическая опасность в морской среде.

Установлено, что величины $\log K_{об}$ для ПАУ линейно возрастают с увеличением молекулярного веса углеводородов [Neff, Burns, 1996]. Установлено также, что способность ПАУ к острому токсическому действию на водные организмы снижается по мере нарастания величины их $\log K_{об}$ [Di Toro et al., 2007]. Отметим, что в результате описанных выше процессов «выветривания» нефти в море происходит обогащение состава нефтяных углеводородов в сторону преобладания ПАУ с максимальными величинами $\log K_{об}$ и пониженной токсичностью. Это обстоятельство играет решающую роль при оценке долговременных последствий нефтяных разливов [Патин, 2008].

В качестве меры биодоступности токсиканта иногда используют также величину коэффициента накопления в организмах, т. е. отношение концентрации токсиканта в тканях гидробионтов к его концентрации в воде. Это отношение может достигать десятков, сотен и даже тысяч единиц.

Помимо биологической (физиологической) доступности существует также понятие *экологической доступности* [NAS, 2003]. При этом имеется в виду зависимость поступления вещества в живой организм от формы его нахождения и состояния в морской среде. Для нефти это особенно важно, поскольку она может присутствовать в море в виде пленок, раствора, эмульсий, нефтяных агрегатов и других форм, рассмотренных выше. Повторим еще раз, что общая нефтяная нагрузка на морскую или прибрежную экосистему, например в результате разлива нефти, далеко не всегда определяет тяжесть экологических последствий. Нефть может находиться в море в форме сильно деградированных эмульсий в открытых водах, быть погребенной под мощным слоем донных отложений или присутствовать на берегу в виде твердых (инертных) асфальтеновых остатков. Во всех этих случаях экологическая доступность нефти крайне мала, нефть обычно утрачивает острую токсичность и становится недоступной для биологического усвоения.

4.5.3. Пороговые уровни и зоны проявления эффектов

При интерпретации результатов эколого-токсикологических исследований надо учитывать сложную динамику изменения любых биологических (поведенческих, физиологических, биохимических и др.) показателей, регистрируемых в природных ситуациях и в токсикологических опытах. Надо учитывать также возможность неограниченных вариаций условий таких опытов, включая выбор тестовых организмов, стадий их развития, содержания и формы нахождения нефти в среде, длительности экспозиции, температуры и т. д. Если учесть еще разнообразие токсических свойств и поведения разных видов нефти и их фракций, трудности аналитического контроля их содержания и многофакторный характер биологических реакций, то расхождение данных и поляризация мнений по поводу последствий нефтяного загрязнения не должны вызывать особого удивления.

С целью преодоления этих трудностей обычно прибегают к постановке более или менее унифицированных опытов, нацеленных на определение величины LC_{50} — медианных летальных концентраций, вызывающих гибель 50 % организмов за время от 24 до 96 ч. При этом резко снижается «хаотичность» результатов и появляется возможность их сопоставления для выявления тех или иных эффектов, корреляций и др. Один из примеров применения этого метода приведен в моей работе [Патин, 2004], где по результатам измерения острой токсичности показана тенденция к повышению чувствительности реагирования на нефть морских организмов разных видов и групп по мере уменьшения их размера.

В общем плане следует подчеркнуть, что при любом стрессовом воздействии (включая нефтяное загрязнение) в организме возникает сложная цепь компенсаторных процессов, стремящихся нейтрализовать последствия этого воздействия. На каждом из уровней биологической иерархии (субклеточный, клеточный, организменный, популяционный, биоценотический) происходит либо компенсация и затухание токсического эффекта, либо его передача на следующий уровень, где снова повторяется картина противоборства поражающих и защитных механизмов реагирования, но уже в других формах и проявлениях, характерных только для данного уровня.

В природных условиях все эти реакции и отклики переплетены в сложнейшие цепи сопряженных взаимодействий (метаболических, трофических и др.) организмов, популяций и сообществ. Конечным отражением этого запутанного сценария являются структурные и функциональные перестройки морской биоты (экологические модификации, сукцессии). Их выявление и оценка чрезвычайно затруднены из-за высокой природной изменчивости практически всех биологических параметров в море. Такие оценки, как правило, возможны лишь в районах с относительно высоким и устойчивым уровнем нефтяного загрязнения. Мы вернем к этим вопросам при обсуждении методологии оценок воздействия МНГК на морскую среду (т. 2, гл. 1).

Токсические и пороговые концентрации. Понятия «пороговых эффектов» и «пороговых концентраций», а также «токсических», «действующих», «недействующих», «предельно допустимых» концентраций и ряд других терминов такого рода фигурируют практически во всех работах и публикациях по водной токсикологии. Как известно, концепция экологических нормативов (например, система ПДК загрязняющих веществ) лежит в основе контроля и регулирования качества природных вод в России и во многих странах мира [Патин, 2011]. В этой связи стоит заметить, что, вообще говоря, в живой природе не существуют какие-либо жестко фиксированные, дискретные показатели состояния той или иной системы. Их нет даже в физическом мире, где все константы, как известно, относительны. Этого тем более нет и не может быть в биосферных средах и биологических системах, которые только потому и существуют, что все их характеристики (кроме, может быть, генетических) постоянно флуктуируют.

Надо признать поэтому, что всякий порог на шкале концентраций токсиканта в среде условен и относителен по своей сути и потому нуждается в четком определении. На рис. 4.22 дано графическое отображение сводных экспериментальных данных о действии растворенных фракций нефти на морские организмы раз-

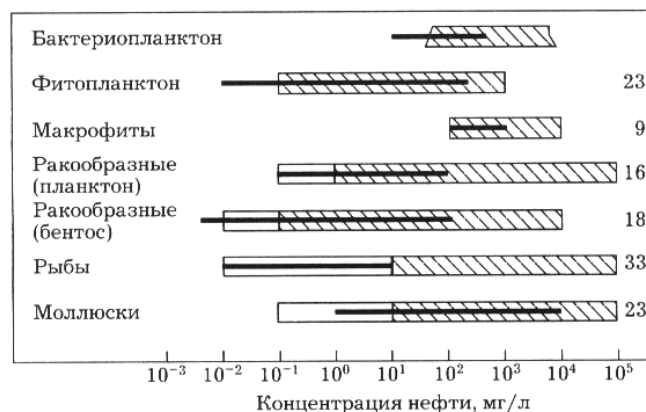


Рис. 4.22. Диапазоны токсических (прямоугольники) и пороговых (жирные линии) концентраций растворенных фракций нефти для основных групп морских организмов [Patin, 1982]: незаштрихованные участки — области токсических концентраций для ранних стадий онтогенеза; цифры справа — количество исследованных видов

ных систематических и экологических групп. При этом в качестве *токсических* концентраций принимались уровни содержания углеводородов нефти в среде, при которых измеряемые показатели достоверно снижались более чем на 50 % от контрольных в опытах длительностью не менее 2–4 сут. Под *пороговыми* концентрациями имелись в виду минимальные уровни содержания в среде, при которых измеряемые показатели снижались до 50 % в опытах, соизмеримых по длительности с жизненным циклом тестовых организмов.

Приведенные на рис. 4.22 обобщенные данные (по материалам более 100 публикаций), включая известные работы по морской экотоксикологии нефти [Swan et al., 1994; Serigstad, 1999; Anderson, Zitko, 2000; Lawrence, Hemingway, 2003] иллюстрируют весьма широкие диапазоны токсических и пороговых концентраций растворенных фракций нефти (в основном углеводородов) для исследованных групп морской биоты. Это отражает, несомненно, не только разнообразие условий и методик токсикологических исследований, но и видовые особенности реагирования гидробионтов на нефть, установленные как в экспериментах, так и по результатам полевых наблюдений в районах интенсивного нефтяного загрязнения, включая ситуации нефтяных разливов [Патин, 2008].

Другой вывод, который следует из приведенных выше данных, состоит в том, что большинство исследованных видов рыб и беспозвоночных проявляют повышенную чувствительность к действию нефти на ранних стадиях их развития. Токсические концентрации (вызывающие гибель организма или необратимые нарушения его жизненно важных функций) для эмбрионов, личинок и молоди морских организмов обычно существенно ниже, чем для взрослых особей, и могут достигать минимальных уровней порядка 10^{-2} мг/л при достаточно длительном (хроническом) воздействии растворенных углеводородов нефти. Эти же уровни перекрываются пороговыми концентрациями, которые вызывают поведенческие, физиолого-биохимические и некоторые другие нарушения обратимого характера,

не приводящие, как правило, к гибели организма. В качестве конкретного примера можно привести результаты экспериментов с икрой, личинками и молодью промысловых рыб Баренцева моря, которые показали заметные признаки интоксикации в присутствии растворимой в воде фракции сырой нефти (в основном низкомолекулярные ароматические соединения) в диапазоне концентраций от 0,02 до 0,30 мг/л за время в пределах 1–6 недель [Serigstad, 1999]. Аналогичные эффекты для взрослых рыб обычно фиксируются при концентрациях более 1 мг/л [Swan et al., 1994].

Что касается видовых особенностей реагирования морской биоты на нефть, то они характерны прежде всего для бентосного населения в условиях достаточно высокого и долговременного нефтяного загрязнения донных осадков. Многочисленные исследования показывают, что среди всех групп морского зообентоса наибольшей устойчивостью к действию нефти отличаются некоторые виды полихет (многощетинковые черви), нематод (круглые черви) и двусторчатых моллюсков, способных жить в анаэробных условиях. Их используют иногда в качестве индикаторов органического (в т. ч. нефтяного) загрязнения морской среды, а также для создания систем гидробиологической очистки прибрежных морских акваторий [Миронов, 2001].

К числу уязвимых к действию нефти видов, которые быстро элиминируются в условиях сильного нефтяного загрязнения, относятся прежде всего ракообразные (особенно амфиподы), а также некоторые иглокожие. Благодаря повышенной чувствительности реагирования на нефть эти виды чаще других используют в качестве тест-объектов при проведении токсикологических исследований и в практике биотестирования качества морской среды в условиях нефтяного загрязнения. Известны многочисленные примеры такого рода, в том числе при оценке токсичности морской воды и донных осадков после нефтяных разливов в море [Baker et al., 1990; Патин, 1997; Still et al., 2000; Page et al., 2001; NAS, 2003; Ikavalko, 2005].

Безопасные уровни. Вопрос о безопасных (недействующих) уровнях содержания нефтяных углеводородов в морской среде неоднократно обсуждался в научной литературе. Надо признать, что единства мнений по данному вопросу до сих пор нет. Анализ известных данных позволяет утверждать, что верхняя граница безопасных для морской биоты уровней *хронического* действия нефтяных углеводородов (преимущественно суммы ПАУ) в морских водах чаще всего лежит в пределах 10^{-3} – 10^{-2} мг/л. При этих уровнях биологические эффекты отсутствуют либо проявляются в форме первичных (в основном обратимых) физиолого-биохимических реакций.

Что касается токсичности нефти, аккумулированной длительное время (месяцы, годы) в донных осадках, то данные на этот счет весьма ограничены и противоречивы. Выполненный ранее обзор известных данных [Патин, 1997] позволил сделать следующие выводы.

- Летальное действие углеводородов нефти на бентосные организмы может проявляться при их суммарном содержании в донных осадках выше 1000 мг/кг сухого осадка.
- Сублетальные и пороговые эффекты (нарушения питания, поведения, физиолого-биохимических процессов и др.), а также вредные изменения в ор-

ганах и тканях (включая канцерогенные проявления) при хроническом воздействии возникают обычно в диапазоне концентраций от 100 до 1000 мг/кг.

- Для наиболее токсичных компонентов и фракций нефти (особенно для ПАУ) подобные эффекты возможны при еще более низких уровнях — от 1 до 100 мг/кг.
- Безопасные (недействующие) концентрации углеводородов нефти (в основном ПАУ) в верхнем слое донных осадков лежат в пределах до 10 мг/кг сухого осадка.

Полученные в последние годы результаты экспериментальных и полевых работ, в т. ч. в районах нефтяных разливов [Ho et al., 1999; Johnson et al., 2001; Page et al., 2001; Oug et al., 2003; NAS, 2003], в целом согласуются с этими выводами.

Подчеркнем еще раз ориентировочный характер приведенных выше (как, впрочем, и любых других) пороговых уровней содержания нефтяных углеводородов в морской среде. Конечные биологические эффекты от присутствия нефти в среде зависят не только от времени воздействия и концентрации углеводородов, но и от их состава, что чаще всего не учитывается (либо невозможно учесть) при интерпретации данных об уровнях нефтяного загрязнения моря.

Глобальные сопоставления. На рис. 4.23 дано интегральное (совмещенное) отображение эколого-токсикологических данных и фактически измеренных уровней (диапазонов) содержания нефтяных углеводородов (в основном суммы ПАУ) в морской воде и донных осадках. Такое совмещение данных позволяет выделить (ранжировать) характерные зоны проявления токсических эффектов в различных ситуациях нефтяного загрязнения моря.

Как можно видеть из графика на рис. 4.23,а зона недействующих (безвредных для биоты) концентраций расположена ниже уровня 10^{-3} мг/л. Она охватывает удаленные от берегов пелагические области морей и океанов, где нет оснований ожидать и практически невозможно зарегистрировать какие-либо биологические эффекты в условиях фонового содержания нефтяных углеводородов.

Следующая на шкале концентраций зона в диапазоне уровней 10^{-3} – 10^{-2} мг/л может быть условно названа зоной обратимых пороговых эффектов. Эта зона перекрывает относительно чистые пелагические и прибрежные воды. Здесь, как следует из рассмотренных выше токсикологических данных, возможны первичные (в основном физиолого-биохимические) реакции биоты на присутствие нефти, регистрируемые только с помощью наиболее чувствительных современных методов биоиндикации. Однако эти реакции компенсируются на клеточном и организменном уровнях и не влекут за собой какие-либо выраженные экологические перестройки (модификации), которые обычно невозможно обнаружить на фоне природной изменчивости морских популяций и сообществ. Эту зону логично рассматривать как промежуточную между верхней границей недействующих концентраций и зоной сублетальных эффектов. Именно здесь — в пределах от 10^{-3} до 10^{-2} мг/л скорее всего следует искать величины допустимых концентраций нефтяных углеводородов в морской воде. Напомним, что в России норматив предельно-допустимой концентрации (ПДК) растворенных нефтепродуктов в

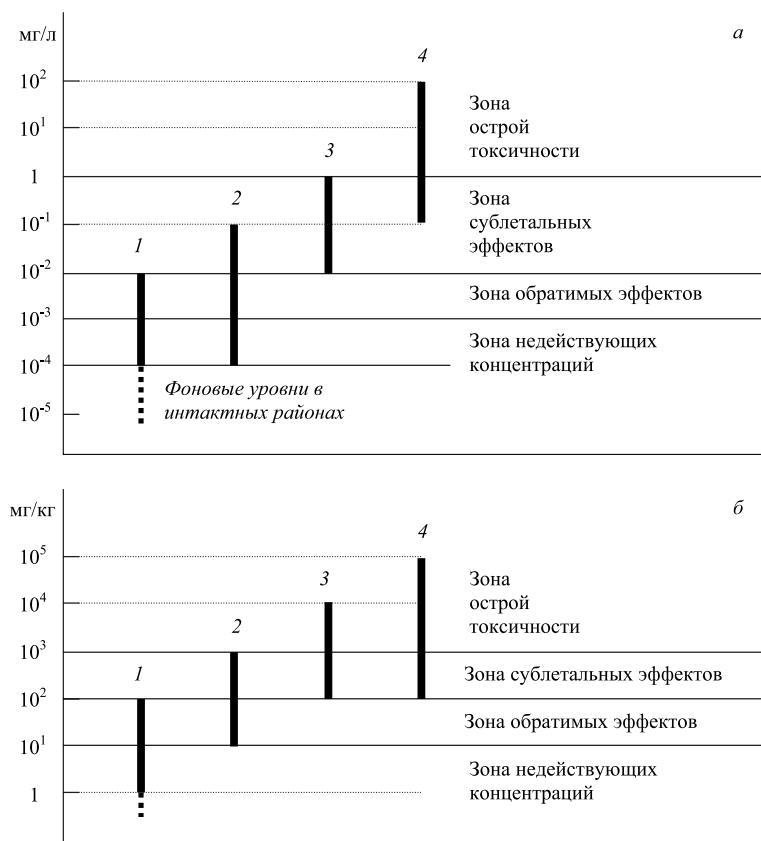


Рис. 4.23. Ориентировочные уровни биологического действия и диапазоны характерных концентраций углеводородов нефти: *a* — морская вода; *б* — донные осадки; 1 — пелагиаль (открытые воды); 2 — неритические (прибрежные) воды; 3 — заливы, эстуарии, лиманы и др.; 4 — районы локального загрязнения (при нефтяных разливах, сбросах и др.). Концентрации выше 1 мг/л относятся как к растворенным, так и к диспергированным формам нахождения нефти в морской воде

морской воде равен 0,05 мг/л. Он был установлен в 1960-е годы по органолептическим показателям для пресноводных организмов (отсутствие запаха и привкуса в рыбе и рыбных продуктах) и затем экстраполирован на условия морской среды.

Выше по шкале концентраций расположены зоны проявления сублетальных и летальных эффектов в диапазонах соответственно 10^{-2} –1 мг/л и выше 1 мг/л. Такие уровни характерны для заливов, приустьевых акваторий, портовых гаваней, а также для районов и ситуаций сильного нефтяного загрязнения, включая нефтяные разливы.

Аналогичным образом и на основе известных данных о содержании и токсичности нефтяных углеводородов в донных отложениях на рис. 4.23,б нанесены ориентировочные границы всей гаммы переходов от недействующих к леталь-

ным концентрациям нефти в донных осадках на фоне наиболее характерных и фактически зарегистрированных уровней нефтяного загрязнения морского дна.

Как можно видеть из графиков на рис. 4.23, вся пелагиаль морей и океанов (открытые воды) и основная часть прибрежных вод находятся в области безвредных концентраций нефти. Сублетальные эффекты и острая нефтяная интоксикация могут проявляться только в ограниченных участках прибрежной зоны, где имеется сильное хроническое загрязнение или сохраняются нефтяные остатки после крупных нефтяных разливов.

4.5.4. Последствия нефтяных сипов на морском дне

До сих пор речь шла в основном о нефти и нефтепродуктах, привнесенных в море в результате деятельности человека (аварийные разливы, сброс отходов и пр.) и поступающих преимущественно в поверхностные воды пелагиали и прибрежной зоны. Между тем, как показано выше (см. разд. 4.2), около 50 % от глобального потока нефти в Мировой океан приходится на природные миграционные выходы (сипы, грязевые вулканы, грифоны) нефтегазовых углеводородов на морском дне. В таких местах природа предоставляет нам уникальную возможность понять особенности жизни и механизмы формирования биотических сообществ в условиях хронического фона повышенных (часто очень высоких) уровней содержания нефти в донных осадках и придонных слоях воды. Здесь же, возможно, кроются ответы на сложные и дискуссионные вопросы относительно долговременных последствий нефтяных разливов в море.

Геохимия и экология нефтяных сипов. Результаты прямых наблюдений за подводными выходами нефти и газа показывают, что скорость их просачивания на дне сильно меняется во времени и пространстве [Spies et al., 1980; Ger et al., 2002; Natural oil seeps..., 2002]. В зависимости от условий в нефтегазоносных горизонтах и геологических структурах под морским дном сипы могут активизироваться, на время прекращать свою активность, либо вовсе исчезать и затем появляться вновь. В результате в таких местах складывается очень изменчивая, мозаичная и весьма своеобразная в геохимическом плане картина насыщения донных осадков нефтью. Помимо высокой динамичности, к характерным чертам этой картины следует отнести:

- интенсивное развитие на поверхности осадков нефтеокисляющих микроорганизмов, биомасса которых резко возрастает вблизи выходов нефти;
- формирование восстановительной среды при отсутствии кислорода в толще донных осадков;
- трансформация сульфатов в сульфиды (сульфат-редукция) и доминирование прикрепленных сульфид-окисляющих бактерий (*Beggiatoa*), которые могут образовывать на поверхности донных осадков светлые бактериальные покрытия (маты).

В отличие от ситуаций нефтяных разливов на поверхности моря, при которых на морское дно может поступать сверху некоторое количество «выветренной» нефти, при подводных сипах и других выходах флюидов из толщи донных

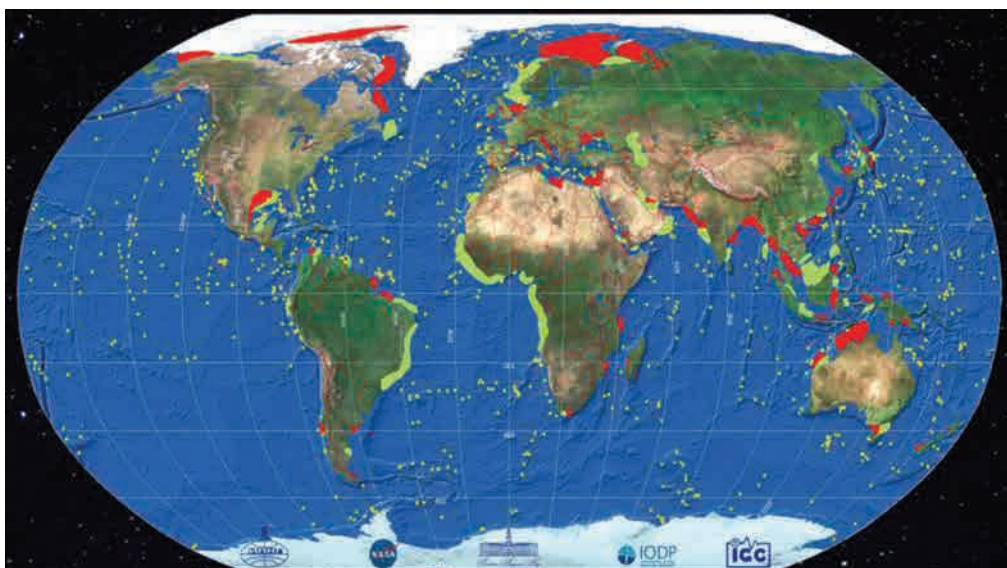


Рис. 1.1. Нефтегазовые бассейны и скважины в Мировом океане по данным IODP (Integrated Ocean Drilling Program) [Богоявленский, Богоявленский, 2014]. Превалирование нефти или газа отмечено соответственно зеленым или красным цветами. Желтым цветом показано положение морских скважин

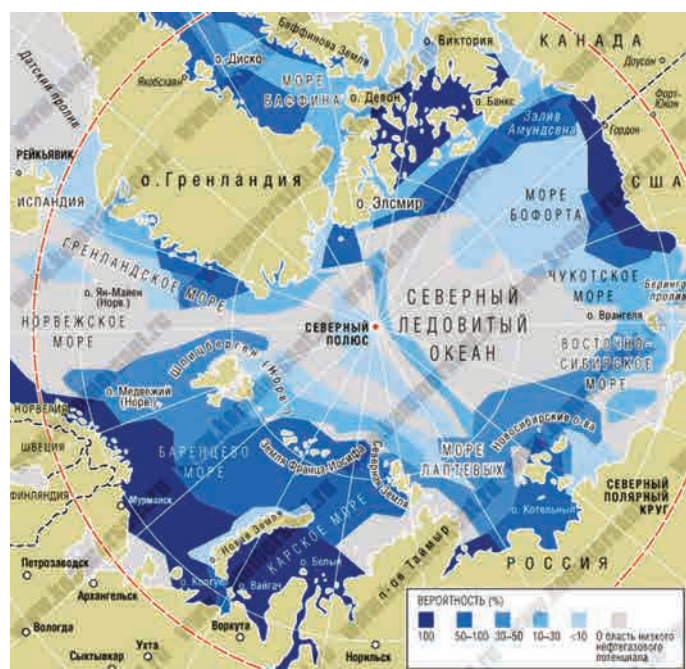


Рис. 1.2. Вероятностное распределение месторождений нефти и газа в Арктике [Gautier et al., 2009]



Рис. 1.8. Основные типы платформ для разведки и добычи углеводородов в Мировом океане
(www.oceanexplorer.noaa.gov)



Рис. 1.9. Нефтедобывающая платформа США в море Бофорта
[USARC, 2012]



Рис. 1.10. Нефтегазодобывающий комплекс «Beryl Alpha» в Северном море
(www.flickr.com)



Рис. 1.11. Добыча нефти в Норвежском море на глубине 250 м с платформы «Draugen»
(www.oilrig-photos.com)



Рис. 1.12. Ледостойкая промысловая платформа «Hibernia» на шельфе Канады (300 км от берегов Ньюфаундленда, глубина 80 м, общий вес 1,2 млн т) (www.daylife.com)



Рис. 1.16. Полупогружная буровая установка китайского производства, способная бурить скважины на глубинах воды до 10 тыс. м



Рис. 1.17. Схема дистанционно управляемого подводного промысла на месторождении «Orlen Lange» в Норвежском море (глубина моря 1000 м, расстояние от берега 120 км)

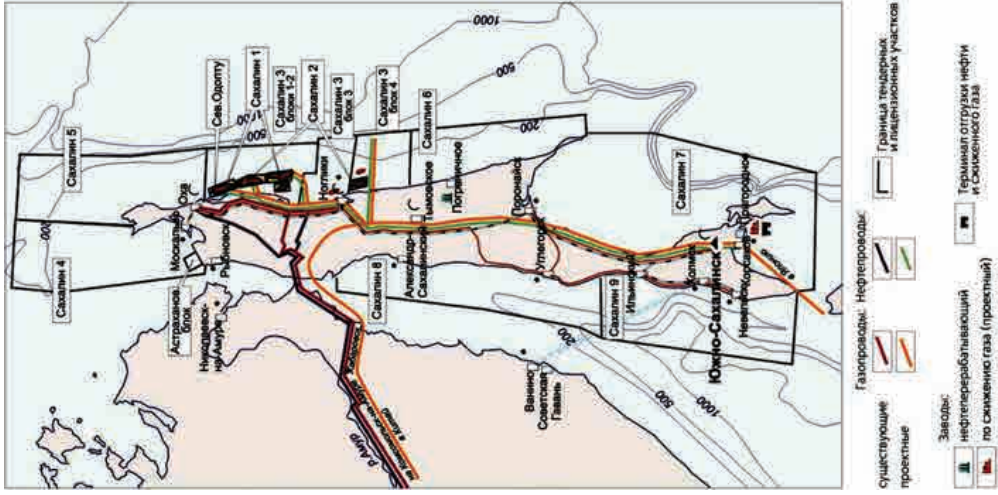


Рис. 1.27. Схема освоения нефтегазоносных районов шельфа Сахалина [Дмитриевский, Белонин, 2004]



Рис. 1.28. Первый в России завод по производству сжиженного природного газа, введенный в строй в 2009 г. в рамках проекта «Сахалин 2» (пос. Пригородное, зал. Анива) (www.gazprom.ru)



Рис. 1.29. Ресурсы углеводородов на Каспии и основные пути их транспортировки [Иванов, Затягалова, 2007]



Рис. 1.30. Транспортировка ледостойкой стационарной платформы к месту установки в Северном Каспии (180 км от Астрахани, глубина около 10 м) (www.lukoil.ru)



Рис. 1.32. Промысловая стационарная платформа, установленная на месторождении «Кравцовское» (Д-6) в Куршском заливе (23 км от берега, глубина 30 м) (www.lukoil.ru)



Рис. 2.4. Планируемые объекты обустройства Штокманского газоконденсатного месторождения в Баренцевом море [Осадчий, 2006]



Рис. 2.8. Первая в России стационарная ледостойкая платформа «Моликпак», установленная в 1998 г. на шельфе Сахалина по проекту «Сахалин 2» (www.sakhalienenergy.ru)



Рис. 2.26. Авария на платформе «Deerwater Horizon» в 2010 г. в Мексиканском заливе с разливом около 500 тыс. т нефти на глубине 1500 м и суммарным ущербом более 6 млрд долларов (www.eoearth.org)

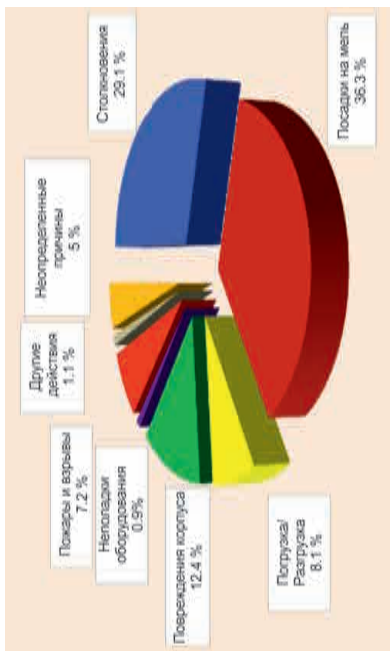


Рис. 2.28. Причины аварийных инцидентов с разливами нефти более 700 т [ГОРФ, 2010]

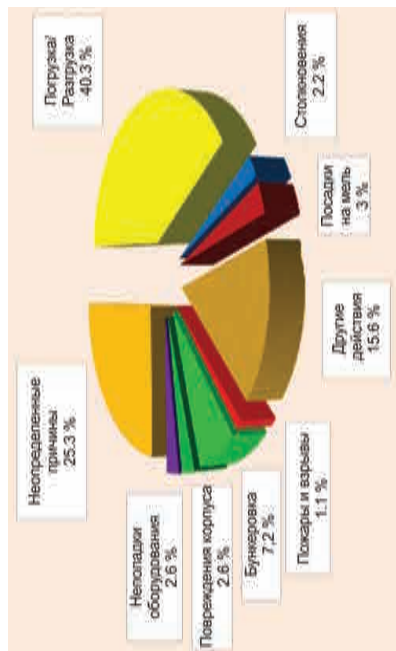


Рис. 2.29. Причины аварийных инцидентов с разливами нефти менее 7 т [ГОРФ, 2010]



Рис. 4.6. Один из многочисленных выходов нефтяных углеводородов на дне Мексиканского залива (www.anvictory.org)

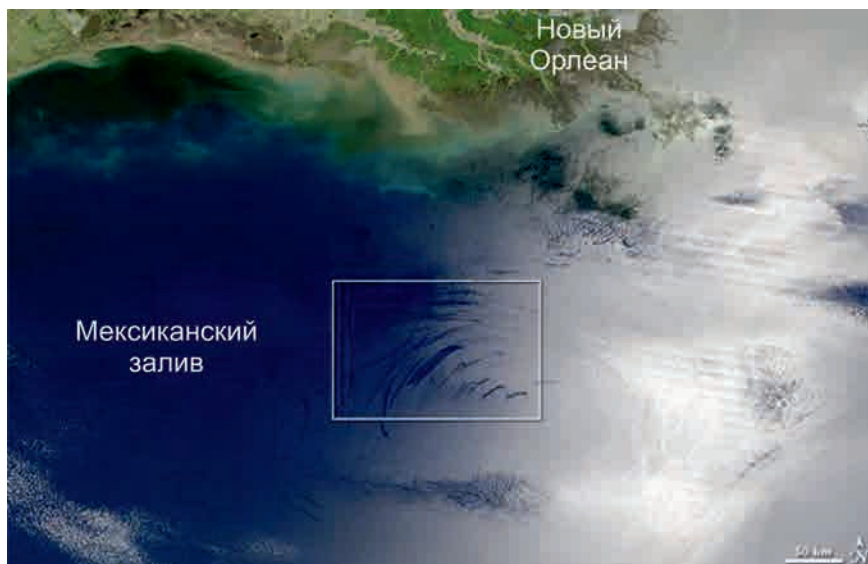


Рис. 4.7. Космические снимки следов природных выходов нефти в Мексиканском заливе (www.geology.com)

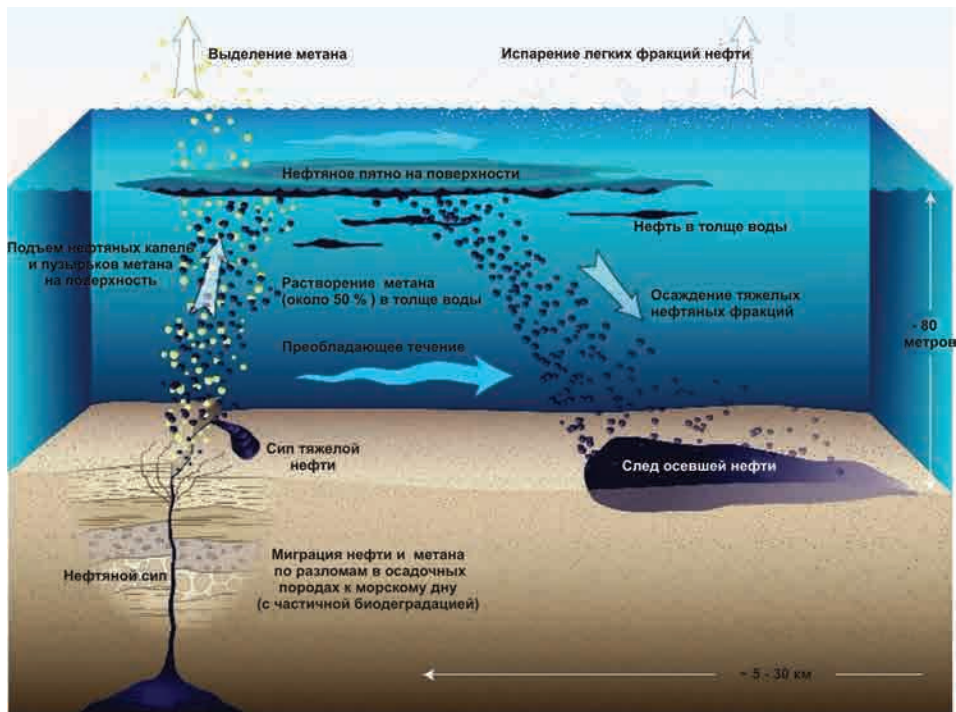


Рис. 4.8. Схема распределения и миграции нефти и природного газа при подводном выходе на морском дне (www.sciencedaily.com)



Рис. 4.9. Покрытое нефтью побережье в районе природных выходов углеводородов на морском дне в проливе Санта-Барбара (Южная Калифорния) [Helix, 2007]



Рис. 4.13. Устойчивая эмульсия («шоколадный мусс») на поверхности моря после нефтяного разлива



Рис. 4.18. Нефтяные агрегаты в Мексиканском заливе (у берегов Флориды) после катастрофы на платформе «Deepwater Horizon» в 2010 г. (www.eoearth.org/articles/view/158275)



Рис. 5.1. Выходы метана на поверхность моря (шельф Южной Калифорнии, США) (www.sciencedaily.com)

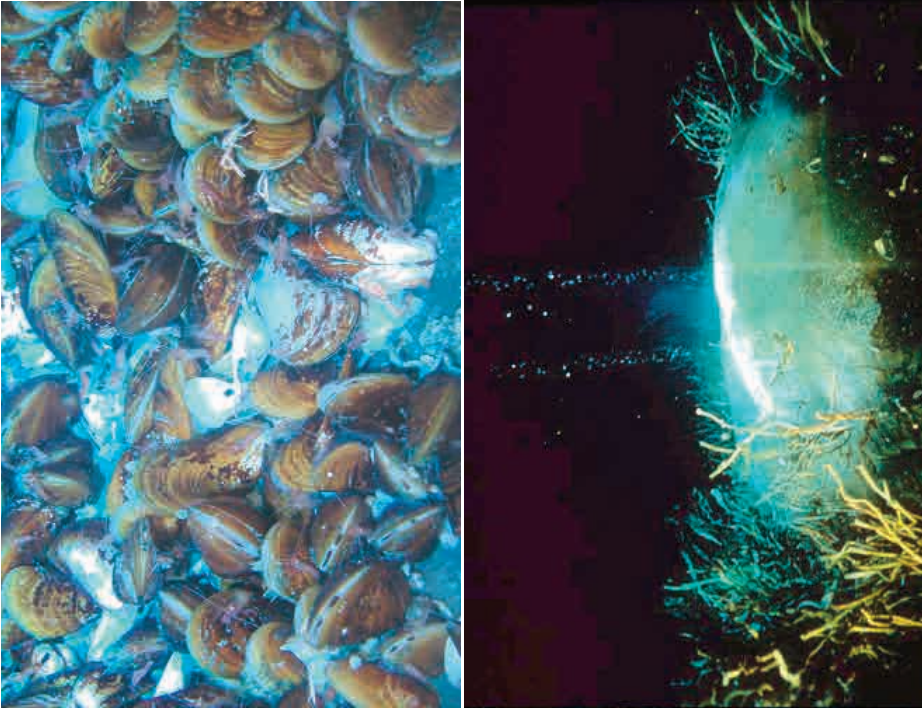


Рис. 5.2. Сообщества хемосинтезирующих организмов в местах выхода метана на морском дне [Whelan, 2004]



Рис. 5.3. Глубоководные черви, обнаруженные вокруг метановых сипов на глубинах 800–1000 м у побережья Новой Зеландии [Jones, 2006]



Морской нефтепромысел на основе плавучих установок FPSO для добычи, хранения и отгрузки нефти (www.boemre.gov)



Нефтяная платформа на месторождении «Oseberg» в Северном море (www.offshoreenergytoday.com)



Крушение полупогружной платформы Р-36 в 2001 г. у побережья Бразилии на глубине 130 м (www.neftianka.ru)



Очистные работы на побережье Аляски после аварии в 1989 г. танкера «Exxon Valdez» с разливом 135 тыс. т нефти (www.evostc.state.ak.us)

отложений выделяется свежая нефть, которая еще не подвергалась испарению и другим процессам выветривания. Это определяет двойственный характер влияния такой нефти на экологическую ситуацию и местную биоту.

С одной стороны, свежая нефть в зоне выходов представляет собой сильно восстановленный источник энергии и потому легко подвергается микробному окислению. Резко возрастающая при этом биомасса микроорганизмов служит дополнительным источником пищи для ряда бентосных организмов, что в свою очередь ведет к повышению продуктивности донных сообществ и радикальному изменению их трофической структуры и видового состава. На больших глубинах нефтегазовые сипы могут быть практически единственным источником органического углерода для поддержания сообществ глубоководного бентоса [NAS, 2003].

С другой стороны, только что выделившаяся на морском дне нефть отличается повышенным содержанием легких ароматических углеводородов и потому обладает достаточно высокой токсичностью и способностью подавлять развитие как микробных ценозов, так и бентосных сообществ в зоне воздействия сипов [Montagna et al., 1995; Steichen et al., 1996].

Противоборство этих двух проявлений действия нефти при ее выходах на морском дне является главным фактором, определяющим состав и распределение бентосных сообществ в таких районах. В местах, где на поверхность осадков поступает свежая нефть, возможна тотальная гибель всех организмов, тогда как на некотором расстоянии часто наблюдается кольцевой эффект, т. е. всплеск развития толерантных к нефти видов и повышение их численности вокруг жерла сипа. По мере удаления от места выхода нефти состав и численность бентоса возвращается к фоновому состоянию, характерному для данного района [Ger et al., 2002]. Помимо нефти, на экологическую ситуацию и состояние биоты в зоне сипов сильно влияют упомянутые выше вторичные эффекты, а именно возникновение в толще осадков анаэробной среды и появление сероводорода.

Биологические эффекты и последствия. Как отмечено в разд. 4.2.2, наиболее обстоятельные работы в области экологии нефтяных сипов выполнены в США на шельфе Южной Калифорнии (пролив Санта-Барбара), где они являются главным источником нефтяного загрязнения морской среды [CSB, 2002; NAS, 2003]. В одной из последних работ показано, что несколько таких сипов на небольшом участке морского дна выделяют ежедневно 20–25 т нефти [Farwell et al., 2009]. После переноса и аккумуляции тяжелых фракций на дне здесь возникают устойчивые зоны сильного нефтяного загрязнения донных осадков с накопленной нефтяной нагрузкой от 300 тыс. т до 3 млн т (!) нефти, что в десятки раз превышает объемы разливов нефти у берегов Северной Америки.

По внешним признакам нефтяного загрязнения в море и на побережье, которые десятилетиями наблюдаются в таких местах (нефтяные пленки и комки, пузырьки нефти и газа, покрытые нефтью пляжи), может сложиться впечатление об отсутствии здесь каких-либо форм жизни кроме микробов (см. рис. 4.9, вклейка). Однако подводные исследования показывают, что в этих районах присутствуют как типичные для местных условий биоценозы морской флоры и фауны, так и

уникальные сообщества бентосных организмов. Их трофической основой служат изобилующие здесь популяции нефтеокисляющих бактерий [Spies et al., 1980; Montagna et al., 1995; Steichen et al., 1996; Natural oil seeps..., 2002].

Выходы нефтегазовых углеводородов на дне происходят обычно в области залегания рыхлых (илистых, песчаных) осадков, и потому нефтяной стресс затрагивает прежде всего организмы инфауны, которые обитают в толще донных отложений. Вокруг каждого индивидуального сипа по градиенту снижения концентрации углеводородов формируются сообщества с той или иной степенью доминирования толерантных к нефти видов. К ним относятся в основном нематоды (круглые черви) и некоторые виды полихет (многощетинковые черви), численность которых резко возрастает на расстоянии нескольких десятков сантиметров от жерла сипа при постоянной концентрации ароматических углеводородов в поровых водах до 1 мг/л и выше. По мере удаления от источника углеводородов видовое разнообразие бентоса постепенно повышается, тогда как общая биомасса и численность снижаются до фоновых уровней [Ger et al., 2002].

В тех случаях, когда нефть из зоны активных сипов выносится на побережье, в сообществах литорали происходят те же самые реакции и перестройки, которые характерны для ситуаций нефтяных разливов [Helix, 2007]. Отмечено, в частности, возрастание вклада мидий и других устойчивых к нефти беспозвоночных, способных использовать биомассу нефтеокисляющих микробов в качестве дополнительного источника питания. Их численность мало отличалась от аналогичных показателей для контрольных (чистых) районов, тогда как обилие уязвимых видов заметно снижалось.

Вместе с тем в зоне воздействия сипов были обнаружены некоторые необычные эффекты и изменения, которые, вероятно, отражают способность морских организмов и сообществ адаптироваться к хронически повышенному уровню содержания в среде нефтяных углеводородов. Отметим некоторые из этих эффектов, обнаруженные по результатам полевых исследований в проливе Санта-Барбара (Южная Калифорния) [Spies et al., 1996; Steichen et al., 1996; Hornafius et al., 1999; Natural oil seeps..., 2002].

- Структура и продуктивность сублиторальных биоценозов макрофитов и ассоциированных с ними популяций беспозвоночных, подверженных воздействию сипов, не отличаются от аналогичных показателей в местах, где такое воздействие отсутствует.
- Установлено тяготение некоторых видов бурых водорослей к местам выхода нефти на морском дне. Это относится к крупной сублиторальной водоросли *Macrocystis pyrifera*, которая успешно развивается на стадии спорофитов в непосредственной близости от расположения нефтяных сипов на малых глубинах в сублиторали.
- В некоторых видах придонных рыб отмечены сублетальные биохимические и физиологические изменения, характерные для условий хронического нефтяного загрязнения. Однако это не отражается существенно на структуре и численности популяций рыб. Отмечено привлечение придонных рыб к местам выхода нефти и газа на дне.

- Экспериментальные работы показали повышенную толерантность к нефти мидий, обитающих в зонах сипов, по сравнению с мидиями из чистых районов.
- В полевых условиях установлен стимулирующий эффект воспроизводства некоторых видов копепод на периферии зон, подверженных воздействию сипов.
- Местные виды чаек и пеликанов проявляют способность распознавать и избегать участки моря и берегов, загрязненных нефтью.

Вопрос о механизме такого рода адаптаций пока остается открытым. Несмотря на то, что повышенный нефтяной фон в таких местах существует десятки и сотни лет, большинство обитающих здесь видов фауны способны выходить за пределы зон прямого воздействия сипов. Это относится не только к птицам и рыбам, но также к прикрепленным и малоподвижным беспозвоночным на дне, которые продуцируют планктонные личинки и таким образом способны расселяться на обширных акваториях вдали от места обитания родительских особей. В силу «открытости» таких популяций есть основания сомневаться в том, что их адаптационные проявления в данном случае были закреплены на генетическом уровне.

Изложенное выше относительно биологических эффектов и последствий природных выходов нефти и газа на морском дне позволяет сделать, как минимум, два главных вывода:

- морские экосистемы обладают высокой ассимиляционной емкостью и способностью не только элиминировать локальные поступления нефтегазовых углеводородов, но и использовать их как дополнительный источник органического углерода для повышения продуктивности и биомассы бентосных сообществ;
- хроническое нефтяное загрязнение в районах природных сипов в прибрежной зоне существенно изменяет видовую структуру и численность местных сообществ, но не приводит к их необратимой деградации и гибели морских организмов.

Экстраполяция этих выводов на ситуации нефтяных разливов была бы неправильной в силу ряда причин и прежде всего из-за радикального различия в режиме поступления нефти в море. В одном случае мы имеем дело с непрерывным (в течение многих десятилетий и даже веков) выделением нефтегазовых флюидов на морском дне, когда биота имеет возможность адаптироваться к аномально высоким уровням содержания углеводородов в среде и даже использовать их как пищевой субстрат. В случае аварийных разливов происходит быстрое (иногда — практически мгновенное) выделение нефти в море, что приводит к критической нагрузке на экосистему, локальной гибели отдельных видов и последующей цепи экологических модификаций и сукцессий [Патин, 2008].

Таким образом, распространенное мнение о том, что нефтяное загрязнение представляет глобальную экологическую угрозу для морской среды и биоресурсов не подкрепляется всем массивом имеющихся сейчас научных данных и наблюдений. Аналогичный вывод обоснован в докладах группы экспертов ООН [GESAMP, 2001; 2007], где влияние глобального нефтяного загрязнения на морские экосистемы и биоресурсы было оценено как «низкое». Подчеркнем еще раз,

что это не исключает тяжелые (иногда катастрофические) последствия нефтяных разливов на локальном и региональном уровнях (т. 2, гл. 3).

Выводы

1. По химическому составу сырая нефть представляет собой сложный природный субстрат переменного состава, основой которого являются углеводороды алифатической и циклической структуры. С эколого-токсикологической точки зрения наибольшую опасность представляют растворимые в воде моноциклические ароматические углеводороды и устойчивые высокомолекулярные ПАУ.

2. При попадании в морскую среду нефть и нефтепродукты достаточно быстро (часы и сутки) перестают существовать как исходные субстраты и распределяются на агрегатные фракции (формы нахождения) в виде поверхностных пленок, растворенных и взвешенных форм, эмульсий, осажденных на дне твердых и вязких нефтяных остатков.

3. В отличие от ксенобиотиков, углеводороды нефти непрерывно поступают в морскую среду за счет природных выходов нефти на дне (сипы, грязевые вулканы и др.). По количеству выделяемой нефти (до 2 млн т/год) этот источник соизмерим с антропогенным потоком нефтяного загрязнения Мирового океана. Кроме того, близкие по составу углеводороды (в основном алифатического ряда) продуцируются в морских экосистемах биогенным путем в объеме до 10 млн т/год. Существование этого изменчивого и до сих пор слабо изученного природного фона углеводородов в море должно учитываться при оценке экологического риска и последствий нефтяного загрязнения.

4. Уровни глобального нефтяного загрязнения нарастают при переходе от пелагиали океанов к внутренним морям, прибрежным водам и эстуариям. Характерной чертой распределения нефти в море является неоднородность (мозаичность) ее содержания в морских экосистемах, локализация на границе раздела водных масс с атмосферой (поверхностный микрослой), дном (донные осадки) и берегом (литоральная зона).

5. Биоаккумуляция нефтяных углеводородов прямо и сильно зависит от их гидрофобных и липофильных свойств. Концентрация ПАУ в морских организмах обычно на несколько порядков величин превосходит их концентрацию в водной среде. Наибольшей способностью накапливать ПАУ без их заметного метаболического разложения в тканях отличаются двустворчатые моллюски-фильтраторы.

6. С эколого-токсикологических позиций нефть представляет собой неспецифический групповой токсикант переменного состава и относится к категории слабotoксичных и/или умеренно токсичных веществ. К числу наиболее характерных проявлений вредного действия нефти на морские организмы следует отнести:

- поражающие эффекты при физическом контакте нефти с организмами;
- прямую и быструю интоксикацию при сильном нефтяном загрязнении среды;

- сублетальные нарушения физиолого-биохимических, поведенческих и других жизненно важных процессов;
- накопление углеводов в промысловых организмах с появлением в них нефтяных запахов и привкусов.

7. Ключевым моментом эколого-токсикологической характеристики нефти является двойственный механизм ее биологического действия. С одной стороны, она выступает в качестве токсиканта, способного проникать в организмы и отравлять их, что характерно для легких типов нефти с повышенным содержанием растворимых низкомолекулярных аренов. С другой стороны, нефть является вязким гидрофобным субстратом и потому может оказывать физическое поражающее воздействие на организмы, что характерно для тяжелых разновидностей нефти с высокой вязкостью и плотностью.

8. Для большинства видов морской фауны характерна повышенная уязвимость к действию нефти на ранних стадиях жизненного цикла (икра, личинки, молодь). Наиболее выраженные вредные эффекты биологического действия нефти в море проявляются при контакте морских птиц и млекопитающих с пленочной нефтью, а также в условиях хронического нефтяного загрязнения донных отложений и бентосных организмов.

9. В условиях хронического воздействия нефтяных углеводов (в основном суммы ПАУ) концентрации, при которых вредные биологические эффекты отсутствуют либо проявляются в форме первичных (обратимых) реакций, лежат в диапазоне 10^{-3} – 10^{-2} мг/л для морской воды и в пределах 1–10 мг/кг для донных осадков. Эти диапазоны можно рассматривать как области допустимых концентраций нефтяных углеводов, соответственно, растворенных в морской воде и аккумулялированных в донных осадках.

10. Из сопоставления пороговых уровней хронического действия нефти на морскую биоту и фактических уровней нефтяного загрязнения морской среды в основных экологических зонах Мирового океана следует вывод об отсутствии вредных (необратимых) биологических эффектов в открытых морских акваториях. Такого рода эффекты тяготеют к прибрежным импактным районам с сильным нефтяным загрязнением (порты, нефтяные терминалы и др.).

ЛИТЕРАТУРА

- Агатова А.И., Лапина Н.М., Торгунова Н.И. Органическое вещество в водах арктических морей // Арктика и Антарктика. — М.: Наука, 2003. — С. 172–192.
- Айбулатов Н.А. Деятельность России в прибрежной зоне моря и проблемы экологии. — М.: Наука, 2005. — 364 с.
- Бенжицкий А.Г. Нефтяные контаминанты в гипонейстали морей и океанов. — Киев: Наукова Думка, 1980. — 150 с.
- Бутаев А.М., Кабыш Н.Ф. О роли углеводородокисляющих микроорганизмов в процессах самоочищения прибрежных вод Дагестанского побережья Каспийского моря от нефтяного загрязнения // Вестник Дагестанского научного центра РАН. — № 11. — 2002. — С. 1–12.
- Великанов А.Я., Чернышева Э.Р., Фатихов Р.Н., Ившина Э.Р. Современное состояние ихтиоцены залива Уркт (северо-восток Сахалина) в связи с нефтяным загрязнением // Рыбохозяйственные исследования в Сахалинско-Курильском районе и сопредельных акваториях. Т2. — Южно-Сахалинск: Сах. обл. книжн. изд-во, 1999. — С. 121–126.

- Воробьев Ю.Л., Акимов В.А., Соколов Ю.И. Предупреждение и ликвидация аварийных разливов нефти и нефтепродуктов.— М.: Ин-октаво, 2005.— 368 с.
- Геодакян А.А., Авилов В.И., Авилова С.Д. Геоэкологический мониторинг водных бассейнов Сахалинского шельфа // Доклады АН СССР.— 1994.— Т. 334, № 1.— С. 63–86.
- Гордеев В.В., Соломатин А.В. Современное геоэкологическое состояние Арктической зоны РФ и антропогенное воздействие на арктические экосистемы // Диагностический анализ состояния окружающей среды Арктической зоны РФ.— Глобальный экологический фонд (Программа ООН по окружающей среде).— М., 2011.— С. 85–120.
- Гулиев И.С. Геологические опасности Каспия.— Нефть России — 2006.— № 3.— С. 94–96.
- Гурвич Л.М. Нефтяное загрязнение гидросферы // Автореф. дисс. док. тех. наук.— М.: ИО РАН, 1997.— 38 с.
- Гурвич Л.М., Немировская И.А. Роль неуглеводородных компонентов нефти в загрязнении гидросферы // Океанология.— 2009.— Т. 49, № 4.— С. 516–522.
- Дадашев Ф.Г., Мамедова П.А., Полетаев А.В. Зональное распределение грязевых вулканов в нефтегазоносных областях // Геология нефти и газа.— 2003.— № 1.— С. 18–20.
- Иванов Г.И. Уровни концентраций загрязняющих веществ в придонной морской среде Штокманского газоконденсатного месторождения // Докл. РАН.— 2003.— Т. 390, №4.— С. 542–547.
- Иванов А.Ю., Востоков С.В., Ермошкин И.С. Картографирование пленочных загрязнений морской поверхности по данным космической радиолокации (на примере Каспийского моря) // Исследование Земли из космоса.— 2004.— № 4.— С. 82–92.
- Иванов А.Ю., Голубов Б.Н., Затягалова В.В. О нефтегазоносности и разгрузке подземных флюидов в южной части Каспийского моря по данным космической радиолокации // Исследование Земли из космоса.— 2007.— № 2.— С. 62–81.
- Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана.— Ленинград: Гидрометеиздат, 1989.— 527 с.
- Израэль Ю.А., Цыбань А.В. (ред.). Исследование экосистем Берингова и Чукотского морей.— СПб: Гидрометеиздат, 1992.— 445 с.
- Ильинский В.В. Гетеротрофный бактериопланктон: экология и роль в процессах естественного очищения среды от нефтяных загрязнений.— Автореф. дис. док. биол. наук.— МГУ: М., 2000.— 53 с.
- Ильинский В.В., Семененко М.Н. Распространение и активность углеводородокисляющих бактерий в Центральном Полярном бассейне, Карском и Белом морях // Опыт системных океанологических исследований в Арктике.— М.: Научный мир, 2001.— С. 364–375.
- Ильницкий А.П., Королев А.А., Худoley В.В. Канцерогенные вещества в водной среде.— М.: Наука, 1993.— 220 с.
- Коронелли Т.В., Ильинский В.В., Семененко М.М. Нефтяное загрязнение и стабильность морских экосистем // Экология.— 1994.— № 4.— С. 78–81.
- Кошелева В.А. Некоторые особенности распределения органического углерода в донных осадках арктического шельфа России // Изв. Русск. Геогр. Общ.— 2005.— Т. 137, вып.6.— С. 25–34.
- Куликова И.Ю. Особенности токсического действия нефти на водные микробные сообщества // Современные проблемы водной токсикологии.— Борок: Институт биологии внутренних вод РАН, 2002.— С. 191–193.
- Куликова И.Ю. Микробиологические показатели в оценке самоочищающей способности вод Северного Каспия от нефтяного загрязнения // Проблемы сохранения экосистемы Каспия в условиях освоения нефтегазовых месторождений. Материалы Международной научно-практической конференции (16–18 февраля 2005 г., Астрахань).— КаспНИРХ, 2005.— С. 114–117.
- Лебедева Е.С. Загрязнение шельфа морей России нефтяными углеводородами и пестицидами // Геоэкология шельфа и берегов морей России.— М.: Ноосфера, 2001.— С. 289–327.
- Леин А.Ю., Иванов М.В. Биогеохимический цикл метана в океане.— М.: Наука, 2009.— 576 с.
- Лисицын А.П. Маргинальный фильтр океанов // Океанология.— 1994.— Т. 34 — С. 735–747.
- Лисицын А.П. Потоки вещества и энергии во внутренних и внешних сферах Земли // Глобальное изменение природной среды.— Новосибирск: СО РАН, 2001.— С. 163–248.
- Лисицын А.П., Фролов И.Е. Высокоширотная экспедиция в Баренцево море (14 рейс НЭС «Академик Федоров» - опыт системных исследований // Опыт системных океанологических исследований в Арктике.— М.: Научный мир, 2001.— С. 19–30.

- Люшин П.В., Егоров С.Н., Сапожников В.В. Сопоставление сейсмической активности в Каспийском регионе с изменениями численности кильки в Каспийском море // Рыбное хозяйство.— 2006.— № 2.— С. 62–64.
- Матишов Г.Г. (ред.). Комплексные исследования процессов, характеристик и ресурсов российских морей Северо-Европейского бассейна.— Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2007.— 633 с.
- Минтопэнерго (Министерство топлива и энергетики РФ). Методика определения ущерба окружающей природной среде при авариях на магистральных нефтепроводах.— М., 1995.
- Миронов О.Г. Взаимодействие морских организмов с нефтяными углеводородами.— Л.: Гидрометеоздат, 1985.— 176 с.
- Миронов О.Г. Биологические проблемы нефтяного загрязнения морей // Гидробиол. журн.— 2000.— Т. 36, №1.— С. 82–96.
- Немировская И.А. Углеводороды в океане.— М.: Научный мир, 2004.— 328 с.
- Немировская И.А. Нефть в океане. Загрязнение и природные потоки.— М.: Научный мир, 2013.— 428 с.
- Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Бражникова Л.В., Жулидов А.В. Мониторинг качества вод: оценка токсичности.— СП(б): Гидрометеоздат, 2000.— 160 с.
- Обжиров А.И., Астахова Н.В., Липкина М.И. и др. Газохимическое районирование и минеральные ассоциации дна Охотского моря.— Владивосток: Дальнаука, 1999.— 184 с.
- ООН (Организация Объединенных Наций). Согласованная на глобальном уровне система классификации опасности и маркировки химической продукции. Третье пересмотренное издание.— Нью-Йорк, Женева: ООН, 2009.— 654 с.
- Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана.— М.: Пищепромиздат, 1979.— 304 с.
- Патин С.А. Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа.— М.: Изд-во ВНИРО, 1997.— 350 с.
- Патин С.А. Оценка техногенного воздействия на морские экосистемы и биоресурсы при освоении нефтегазовых месторождений на шельфе // Водные ресурсы.— 2004.— Т. 31, №4.— С. 451–460.
- Патин С.А. Эколого-токсикологические подходы к оценке воздействия на морскую среду и биоресурсы // Проблемы охраны водоемов.— Борок: Изд-во ИБВВ РАН, 2004.— С. 25–52.
- Патин С.А. Антропогенное воздействие на морскую среду и биоресурсы: методология оценок и современная ситуация // Антропогенные влияния на водные экосистемы.— М.: МГУ, 2005.— С. 32–60.
- Патин С.А. Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы.— М.: Изд-во ВНИРО, 2008.— 510 с.
- Патин С.А. Мифы и реалии эколого-рыбохозяйственного нормирования качества водной среды // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов.— М.: Научный совет ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, 2011.— С. 151–156.
- Патин С.А., Зайцева Ю.Б. Экосистема и биоресурсы Каспия в условиях освоения морских нефтегазовых месторождений // Проблемы сохранения экосистемы Каспия в условиях освоения нефтегазовых месторождений. Материалы Международной научно-практической конференции (16–18 февраля 2005 г., Астрахань).— КаспНИРХ, 2005.— С. 160–167.
- Петрова В.И. Геохимия полициклических ароматических углеводородов в донных осадках Мирового океана.— Автореф. дисс. докт. геол.-мин. наук.— СПб: ВНИИ океанологии, 1999.— 30 с.
- Петрова В.И. Геохимия органического вещества арктических эстуарно-шельфовых осадков: полициклические арены на разрезе река-море // Опыт системных океанологических исследований в Арктике.— М.: Научный мир, 2001.— С. 233–243.
- Пересыпкин В.И., Немировская И.А. Углеводороды гидротермальных осадков Срединно-Атлантического хребта // Геология океанов и морей. Т.1.— М.: ГЕОС.— С. 255–256.
- Пиковский Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде.— М.: МГУ, 1993.— 208 с.
- Практическое руководство по ликвидации разливов нефти.— М.: Эксон Мобил, 2005.— 150 с.
- Протасов А.А. О концепции емкости среды и экологической емкости // Гидробиол. журн.— 1994.— Т. 30, №4.— С. 3–18.
- Романкевич Е.А., Ветров А.А. Потоки и массы органического вещества в океане // Геохимия.— 1997.— № 9.— С. 945–952.

- Рубцова С.И. Оценка бактериального самоочищения вод от нефтяных углеводородов в прибойной зоне акватории Севастополя (Черное море) // Экология моря.— 2003.— Вып.64.
- Шарков Е.А., Комарова Н.Ю. Катастрофические разливы нефтепродуктов: взаимодействия с морской средой по данным спутникового и самолетного мониторинга // Третья всероссийская конференция «Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса» (Москва, 14–17 ноября 2005 г.). Тезисы докладов.— М.: Институт космических исследований РАН, 2005.
- AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). AMAP assessment report: Arctic pollution issues.— Oslo: AMAP, 1998.— 859 p.
- AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). AMAP Assessment 2002: Persistent organic pollution in the Arctic.— Oslo: AMAP, 2004.— 310 p.
- Anderson J.M., Zitko V. Response of Atlantic salmon eggs and fry to low levels of aromatic hydrocarbons // Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.— 2000.— No. 2318.— 15 p.
- Anderson J.W. Oil pollution: effects and retention in the coastal zone // Proceedings of the International Symposium on Utilization of Coastal Ecosystems: Planning, Pollution and Productivity.— Rio Grande, 1985.— P. 197–211.
- Ansell D.V., Dicks B., Guenette C.C., Moller T.H., Santner R.S., White I.C. A review of the problems posed by spills of heavy fuel oils // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference.— Tampa, Florida, 2001.— 16 p.
- API (American Petroleum Institute). Fate of spilled oil in marine waters. An information booklet for decision-makers.— Health and Environmental Science Department, Publication No.4691, 1999.— 42 p.
- ASCE (American Society of Civil Engineers). State of-the-art review of modeling transport and fate of oil spills // Journal of Hydrologic Engineering.— 1996.— P. 594–609.
- Atlas R.M., Bartha R. Hydrocarbon biodegradation and oil spill bioremediation // Advances in microbial ecology.— New York: Plenum Press, 1992.— P. 287–338.
- Baker J.M. Ecological effectiveness of oil spill countermeasures: how clean is clean? // Pure Applied Chemistry.— 1999.— Vol. 71, No.1.— P. 136–151.
- Baker J.M., Clark R.B., Kingston P.F. Two years after the spill: environmental recovery in Prince William Sound and the Gulf of Alaska.— Edinburgh: Institute of Offshore Engineering, 1991.— 31 p.
- Baker J.M., Clark R.B., Kingston P.F., Jenkins R.H. Natural recovery of cold water marine environment after an oil spill // Presented at the Thirteenth Annual Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar, June 1990.— 1990.— 111 p.
- Barata C., Calbet A., Saiz E., Ortiz L., Bayona J.M. Predicting single and mixture toxicity of petrogenic polycyclic hydrocarbons to the copepods *Oithona davisae* // Environmental Toxicology and Chemistry.— 2005.— Vol. 24, No.11.— P. 2992–2999.
- Blenkinsopp S., Sergy G., Doe K., Li K., Fingas M. A method of exposing fish to water-accomodated fractions of oil // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 1997.— P. 941–942.
- Boehm P.D., Brown J.S., Maxon C.L., Newton F.C., Galperin Y. Aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons in offshore sediments in the Azeri sector of the Caspian Sea // Offshore oil and gas environmental effects monitoring. Approaches and technologies.— Battelle Press, 2005.— P. 565–586.
- Boyd J.N., Scholz D., Walker A.H. Effect of oil and chemically dispersed oil in the environment // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2001.— P. 1213–1216.
- Bragg J.R., Owens E.H. Shoreline cleansing by interactions between oil and fine material particles // Proceedings of the 1995 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 1995.— P. 216–227.
- Brammon E., Collins K., Moulton L., Parker K.P. Review of studies on oil damage to Prince William Sound pink salmon // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2001.— P. 569–575.
- Bruns K., Dahlmann G., Gunkel W. Distribution and activity of petroleum hydrocarbon degrading bacteria in the North and Baltic Seas // Hydrogr. Z.— 1993.— H.6.— S. 359–369.
- Carls M.G., Heintz R.H., Moles A., Rice S.D., Short J.W. Long-term biological damage: What is known, and how should that influence decisions on response, assessment, and restoration? // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2001.— P. 399–403.

- Castle R.W., Wehrenberg F. Universal field oil spill classification // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 1997.— P. 315–320.
- CEDRE. Using dispersant to treat oil slicks at sea. Response Manual.— Brest (France): CERDRE, 2005.— 56 p.
- Chapman P.M. Integrating toxicology and ecology: putting the “eco” into ecotoxicology // *Mar. Pollut. Bull.*— Vol. 44.— 2002.— P. 7–15.
- Clark J.F., Washburn L., Hornafius J.S., Luyendyk B.P. Dissolved hydrocarbon flux from natural marine seeps to the southern California Bight // *Journal of Geophysical Research.*— 2000.— Vol. 105, No.5.— P. 509–511.
- Clark J.R., Bragin G.E., Febbo E.J., Letinski J. Toxicity of physically and chemically dispersed oils under continuous and environmentally realistic exposure conditions: applicability to dispersant use decisions in spill response planning // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2001.— P. 1249–1255.
- Clark R.B., Zhang S. Problems of assessing marine pollution // *Acta Oceanol. Sinica.*— 1985.— Vol. 4, No.3.
- CSB (County of Santa Barbara, USA). Natural oil seeps and oil spills.— County of SB, Energy Division.— 2002.— 28 p.
- Dachs J., Bayona J.M., Fillaux J., Albaiges J. Evaluation of anthropogenic and biogenic inputs into the western Mediterranean using molecular markers // *Marine Chemistry.*— 1999.— Vol. 65.— P. 195–210.
- Dahle S., Savinov V., Petrova V., Klungsoyr J. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Norwegian and Russian Arctic marine sediments: concentrations, geographical distribution and sources // *Norwegian Journal of Geology.*— 2006.— Vol. 86.— P. 41–50.
- Davies J.M., Topping G. (editors). The impact of an oil spill in turbulent waters: The Braer. Proceedings of a symposium held at the Royal Society of Edinburgh, 7–8 September 1995.— Edinburgh, UK: Stationery Office, 1997.
- Di Toro D., McGrath J.A., Stubblefield W.A. Predicting the toxicity of neat and weathered crude oil: toxic potential and the toxicity of saturated mixtures // *Environmental Toxicology and Chemistry.*— 2007.— Vol. 26, No. 1.— P. 24–36.
- Farwell Ch., Reddy C.M., Peacock E., Nelson R.K., Washburn L., Valentine D.L. Weathering and the fallout plume of heavy oil from strong petroleum seeps near Coal Oil Point, CA // *Environ. Sci. Technol.*— 2009.— Vol. 43, No.10.— P. 3542–3548.
- Fernandes M.B., Sicre M.A. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the Arctic: Ob and Yenisei estuaries and Kara Sea shelf // *Estuarine, Coastal and Shelf Science.*— 2000.— Vol. 48.— P. 725–737.
- Fernandes M.B., Sicre M.A., Boireau A. Aquatic hydrocarbons distribution in the Seine estuary: biogenic polyaromatics and n-alkanes // *Estuary.*— 1997.— Vol. 20, No.2.— P. 281–290.
- Fingas M.F. Basics of oil spill cleanup. Second edition.— Roca Baton, FL: CRC Press, LLC, 2000.— 233 p.
- Fingas M.F., Fieldhouse B., Lane J., Mullin J.V. What causes the formation of water-in-oil emulsions // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2001.— P. 109–115.
- Fingas M.F., Hollebone B.P. Review of behavior of oil in freezing environments // *Mar. Pollut. Bull.*— 2003.— Vol. 47, No.9–12.— P. 333–340.
- Franco M.A., Viñas L., Soriano J.A., de Armas D., González J.J., Beiras R., Salas N., Bayona J.M., Albaigés J. Spatial distribution and ecotoxicity of petroleum hydrocarbons in sediments from the Galicia continental shelf (NW Spain) after the Prestige oil spill // *Mar. Pollut. Bull.*— 2006.— Vol. 53, No. 5–7.— P. 260–271.
- French-McCay D.P. Oil spill impact modeling: development and validation // *Environmental Toxicology and Chemistry.*— 2004.— Vol. 23, No. 10.— P. 2441–2456.
- Gala W.R., Rausina G.A., Ammann M.J., Harvey E.A., Krause P. Predicting the aquatic toxicity of crude oil // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2001.— P. 935–940.
- Ger A., Gonzales M., Mayberry E., Shamszadeh F. Marine hydrocarbon seep capture: feasibility and potential impacts Santa Barbara, California.— University of California: Santa Barbara, 2002.— 119 p.
- Gerdes B., Brinkmeyer R., Dieckmann G., Helmke E. Influence of crude oil on changes of bacterial communities in Arctic sea-ice // *FEMS Microbiology Ecology.*— 2005.— Vol. 53.— P. 129–139.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Impact of oil and related chemicals and wastes on the marine environment // GESAMP Reports and Studies.— 1993.— No. 50.— 180 p.

- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). Report of the twenty-seventh session of GESAMP // GESAMP Reports and Studies.— 1997.— No. 63.— 48 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). A Sea of trouble // GESAMP Reports and Studies.— 2001.— No. 70.— 35 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). The revised GESAMP hazard evaluation procedure for chemical substances carried by ships // GESAMP Reports and Studies.— 2002.— No. 64.— 126 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Estimates of oil entering the marine environment from sea-based activities // GESAMP Reports and Studies.— 2007.— No. 75.— 96 p.
- Harayama S., Kasai Y., Hara A. Microbial communities in oil-contaminated seawater // Current Opinion in Biotechnology.— 2004.— Vol. 15, No.3.— P. 205–214.
- Heintz R.A., Rice S.D., Wertheimer A.C., Bradshaw R.F., Thrower F.P., Joyce J.E., Short J.W. Delayed effects on growth and marine survival of pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* after exposure to crude oil during embryonic development // Marine Ecology Progress Series.— 2000.— Vol. 208.— P. 205–216.
- HELCOM (Helsinki Commission). Hazardous substances in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea.— Baltic Sea Environment Proceedings No.112B.— Helsinki: HELCOM, 2010.— 115 p.
- Helix M.E. Biological communities near natural oil and gas seeps.— Mineral Management Service (Pacific OCS Region), 2007.— 6 p.
- Hinga K.R. Degradation rates of low molecular weight PAH correlate with sediment TOC in marine subtidal sediments // Mar. Pollut. Bull.— 2003.— Vol. 46, No.4.— P. 466–474.
- Ho K., Patton L., Latimer J.S., Pruett R.J., Pelletier M., McKinney R., Jayaraman S. The chemistry and toxicity of sediment affected by oil from the North Cape spilled into Rhode Island Sound // Mar. Pollut. Bull.— 1999.— Vol. 38., No.4.— P. 314–323.
- Holdway D.A. The acute and chronic effects of wastes associated with offshore oil and gas production on marine ecological processes // Mar. Pollut. Bull.— 2002.— Vol. 44.— P. 185–203.
- Hornafius J.S., Quigley D., Luyendyk B.P. The world's most spectacular hydrocarbon seeps (Coal Oil Point, Santa Barbara Channel, California): Quantification of emissions // Journal of Geophysical Research.— 1999.— Vol. 104, No.9.— P. 703–711.
- Huggert R.J., Stegeman J.J., Page D.S., Parker K.R., Woodin B., Brown J.S., Bence A.E. Biomarkers in fish from Prince William Sound and the Gulf of Alaska: 1999–2000 // Marine Environmental Research.— 2004.— Vol. 58.— P. 305–325.
- Ikavalko I. Review of oil spill effects on Arctic marine ecosystems // Report Series of the Finnish Institute of Marine Research.— No. 54.— 2005.— 69 p.
- ITOPF (International Tanker Owners Pollution Federation). Effects of oil pollution on fisheries and mariculture. Technical Information Paper No.11.— London: ITOPE, 2009.— 8 p.
- ITOPF (International Tanker Owners Pollution Federation). Fate of marine oil spills. Technical Information Paper No.2.— London: ITOPE, 2008.— 12 p.
- Jeffrey L.M. Petroleum residues in the marine environment // Marine environmental pollution.— Amsterdam: Elsevier, 1980.— P. 163–179.
- Johnson L.L., Arkoosh M.R., Collier T.K., Krahn M.M., Meador J.P., Myers M.S., Reichert W.R., Stein J.E. The effect of polycyclic aromatic hydrocarbons in fish from Puget Sound Washington // The toxicology of fish.— New York and London: Taylor & Francis, 2001.
- Junge K., Eicken H., Deming J.W. Bacterial activity at –2 to –20°C in the Arctic wintertime sea-ice // Applied Environmental Microbiology.— 2004.— Vol. 70.— P. 550–557.
- Kornilius D., Drakopoulos P.G., Dounas C. Pelagic tar, dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons and plastic distribution in the Cretan Sea, Greece // Mar. Pollut. Bull.— 1998.— Vol. 36, No.12.— P. 989–993.
- Lam P.K.S., Gray J.S. Predicting effects of toxic chemicals in the marine environment // Mar. Pollut. Bull.— 2001.— Vol. 42, No.3.— P. 169–173.
- Laruelle E., Calvez I. Oil spill monitoring: analysis of similarities and differences in approaches and methodology // ICES 2005 Annual Science Conference, Aberdeen, Scotland, 20–24 September 2005.

- Law R.J., Dawes V.J., Woodhead R.J., Matthiessen P. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in seawater around England and Wales // *Mar. Pollut. Bull.*— 1996.— Vol. 34, No.5.— P. 306–322.
- Lawrence A.J., Hemigway K.L. (eds.). Effects of pollution on fish.— Blackwell Publishing, 2003.— 342 p.
- Lee K., Stoffin-Egli P. Characterization of oil-mineral aggregates // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2001.— P. 991–995.
- Lewis A., Aurand D. Putting dispersant to work: overcoming obstacles. An issue paper prepared for the 1997 Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 1997.— 80 p.
- McCourt J., Shier L. Preliminary findings of oil-solid interaction in eight Alaskan rivers // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2001.— P. 845–849.
- McCready S., Slee D.J., Birch G.F., Taylor S.E. The distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surficial sediments of Sydney Harbour, Australia // *Mar. Pollut. Bull.*— 2000.— Vol. 40, No.11.— P. 999–1006.
- Mearns A.J., O'Connor Th.P., Lauenstein G.G. Relevance of the National “Mussel Watch” program to seafood fisheries management issues during oil spill response // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 1999.
- Michauda L., Lo Giudice A., Saittab M., De Domenico M., Bruni V. The biodegradation efficiency on diesel oil by two psychrotrophic Antarctic marine bacteria during a two-month-long experiment // *Mar. Pollut. Bull.*— 2004.— Vol. 49, No.5–6.— P. 405–409.
- Michel J., Etkin D.S., Gilbert T., Urban R. Potentially polluting wrecks in marine waters // Proceedings of the 2005 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2005.
- Michel J., Galt J. Conditions under which floating slicks can sink on marine settings // Proceedings of the 1995 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 1995.— P. 573–576.
- Michel J., Hayes M.O. Weathering patterns of oil residues eight years after the Exxon Valdez oil spill // *Mar. Pollut. Bull.*— 1999.— Vol. 38, No.10.— P. 855–863.
- Minas W., Gunkel W. Oil pollution in the North Sea — a microbiological point of view // *Helgolander Meeresuntersuchungen.*— 1995.— Vol. 49.— No. 1–4.— P. 143–158.
- Moles A. Changing perspectives on oil toxicity evaluation // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2001.— P. 435–439.
- Moles A. Sensitivity of ten aquatic species to long-term crude oil exposure // *Bulletin of Environmental Toxicology.*— 1998.— Vol. 61.— P. 102–107.
- Monfils R. The global risk of marine pollution from WWII shipwrecks: examples from the seven seas // Proceedings of the 2005 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2005.
- Montagna P., Bauer J.E., Hawrdin D., Spies R.B. Meiofaunal and microbial interactions in a natural submarine petroleum seep // *Sea et Millieu.*— 1995.— Vol. 45.— P. 17–25.
- NAS (National Academy of Sciences). Oil in the sea III: Inputs, fates, and effects. National Research Council.— Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003.— 265 p.
- NAS (National Academy of Sciences). Understanding oil spill dispersants: efficacy and effects. Ocean Studies Board.— Washington, D.C.: The National Academies Press, 2005.— 355.
- Natural oil seeps and oil spills.*— County of Santa Barbara: Energy Division, 2002.— 28 p.
- Neff J.M., Burns W.A. Estimation of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in the water column based on tissue residues in mussels and salmon: an equilibrium partitioning approach // *Environmental Toxicology and Chemistry.*— 1996.— Vol. 20.— P. 220–254.
- Neff J.M., Owens E.H., Stoker S.W., McCormick D.M. Shoreline oiling conditions in Prince William Sound following the Exxon Valdez oil spill // Exxon Valdez oil spill: fate and effects in Alaskan waters.— 1995.— ASTM Special Technical Publication No.1219 — P. 312–346.
- Okland J.K. Recovery of oil spills in marine Arctic regions.— Trondheim: NTNU, 2000.— 83 p.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Quality status report 2010 for the North East Atlantic.— London: OSPAR Commission, 2010.
- Oug E., Naes K., Rygg B. Relationship between soft bottom macrofauna and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from smelter discharge in Norwegian fjords and coastal waters // *Marine Ecological Progress Series.*— Vol. 173, No.12.— P. 39–52.
- Owens E., Lee K. Interaction of oil and mineral fines on shorelines: review and assessment // *Mar. Pollut. Bull.*— 2003.— Vol. 47, No.9–12.— P. 397–405.
- Owens E.D., Mayseth, Martin C.A., Lamarche A., Brown J. Tar ball frequency data and analytical results from a long-term beach monitoring program // *Mar. Pollut. Bull.*— 2002.— Vol. 44.— P. 770–780.

- Page D.S., Gilfillan E.S., Boehm P.D., Stubblefield W.A., Parker K.R., Maki A.W. Oil weathering and sediment toxicity in shorelines affected by the *Exxon Valdez* oil spill in Prince William Sound, Alaska // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 2001.— P. 551–560.
- Page D.S., Gilfillan E.S., Neff J.N., Stoker S.W., Boehm P.D. A 1998 shoreline conditions in the *Exxon Valdez* oil spill zone in Prince William Sound // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference.— Washington, D.C.: API, 1999.
- Patin S.A. Environmental impact of the offshore oil and gas industry.— N.Y.: EcoMonitor Publ., 1999.— 435 p.
- Patin S.A. Global pollution and biological resources of the World Ocean // World Fisheries Congress Proceedings.— New Delhi: Oxford and IBH Publ. Co., 1995.— P. 69–95.
- Patin S.A. Pollution and biological resources of the oceans.— London: Butterworth Scientific, 1982.— 290 p.
- Patin S.A. Environmental impact of crude oil spills // Encyclopedia of Energy.— New York: Elsevier Science, 2004.— Vol. 1.— P. 737–748.
- Qian Y., Wade T.L., Sericano J.L. Sources and bioavailability of polynuclear aromatic hydrocarbons in Galveston Bay, Texas // Estuaries.— 2001.— Vol. 24, No.6A.— P. 817–827.
- Quigley D.C., Hornafius J.S., Luyendyk B.P., Francis R.D., Clark J., Washburn L. Decrease in natural marine hydrocarbon seepage near Coal Oil Point, California, associated with offshore oil production.— Geology.— 1999.— Vol. 27, No.11.— P. 1047–1050.
- Rand G.M. (ed.). Aquatic toxicology. Effects, environmental fate, and risk assessment (Second edition).— Taylor and Francis, 1995.— 1125 p.
- Readman J.W., Fillmann G., Tolosa I., Bartocci J., Villeneuve J.-P., Catinni C., Mee L.D. Petroleum and PAH contamination of the Black Sea // Mar. Pollut. Bull.— 2002.— Vol. 44.— P. 48–62.
- Romano J.-K. Sea-surface slick occurrence in the open sea (Mediterranean, Red Sea, Indian Ocean) // Deep-Sea Research.— 1966.— Vol. 1, No.4.— P. 411–423.
- Schallier R., Resby L.M., Merlin F.-X. Tricolor incident: oil pollution monitoring and modeling in support of Net Environmental Benefit Analysis (NEBA) // Proceedings of the 2004 International Oil Spill Conference. Presentation No.433.— Trondheim, 2004.— 9 p.
- Schramm L.L. (ed.). Surfactants: fundamentals and application in the petroleum industry.— Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2000.— 621 p.
- Serigstad B. Ecotoxicology in fish related to oil production // Toxicology Letters.— 1999.— No. Suppl.1.— 10 p.
- Singer M.M., Aurand D., Bragin G.E., Clark J.R., Coelho G.M., Sowby M.L., Tjeerdema R.S. Standardization of the preparation and quantitation of water-accomodated fractions of petroleum for toxicity testing // Mar. Pollut. Bull.— 2000.— Vol. 40, No.11.— P. 1007–1016.
- SINTEF. Oil biodegradation in Arctic ice.— SINTEF Newsletters, February 2005 (www.sintef.no).
- Spies R.B., Davis P.H., Stuermer D. Ecology of submarine petroleum seep off the California coast // Marine Environmental Pollution.— Amsterdam: Elsevier, 1980.— P. 229–263.
- Steichen D.J., Holbrook S.J., Osenburg C.W. Distribution and abundance of benthic and demersal macrofauna within the natural hydrocarbons seep // Marine Ecology Progress Series.— 1996.— Vol. 138, No.1–3.— P. 71–82.
- Still I., Rabke S., Candler J. Development of a standardized reference sediment to improve usefulness of marine benthic toxicity testing as a regulatory tool // Environmental Toxicology.— 2000.— Vol. 15, No.5.— P. 406–416.
- Swan J.M., Neff J.M., Young P.C. (eds.). Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia.— Sydney: Australian Petroleum Exploration Association, 1994.— 696 p.
- Teal J.M. A local oil spill revisited // Oceanus.— 1993.— Vol. 36, No.2.— P. 65–70.
- Weise A.M., Nalewajko C., Lee K. Oil-mineral fine interactions facilitate oil biodegradation in seawater // Environmental Technology.— 1999.— Vol. 20.— P. 811–824.
- Witt G. Occurrence and transport of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water bodies of the Baltic Sea // Marine Chemistry.— 2002.— Vol. 79.— P. 49–66.
- Yender R., Michel J., Lord C. Managing seafood safety after an oil spill.— Seattle: Hazardous Materials Response Division, Office of Response and Restoration, National Oceanic and Atmospheric Administration, 2002.— 72 p.
- Young L. Spilled oil bioremediation // Opportunity for environmental application of marine biotechnology. Proceedings of the October 5–6, 1999, Workshop.— National Research Council.— 2000.— P. 34–42.

*Биогеохимия
и экотоксикология
природного газа в море*

В отличие от нефти, которая давно находится в фокусе морских биогеохимических и эколого-токсикологических исследований во всем мире, природный газ и его компоненты в этом плане до сих пор остаются недостаточно изученными. Между тем поступление метана и других газовых углеводородов в окружающую среду происходит при многих видах деятельности человека, в т. ч. в процессе добычи и также транспортировки нефти и газа в море. При этом, естественно, возникают вопросы об экологической опасности появления в морской среде избыточных (по сравнению с фоном) количеств природного газа. К сожалению, ответы на подобные вопросы часто вызывают затруднения, которые связаны как с недостатком фактических данных, так и с отсутствием попыток интерпретации имеющихся материалов в природоохранном контексте.

Именно поэтому в данном разделе, по аналогии с обзором для нефти (см. гл. 4), представлена краткая биогеохимическая и эколого-токсикологическая характеристика углеводородов природного газа (в основном метана) в морской среде с учетом естественных и антропогенных источников их поступления в море. При этом в качестве фактической основы были использованы опубликованные ранее собственные материалы по этой теме [Патин, 1993; Патин, 1997; Patin, 1999], дополненные более поздними публикациями других авторов.

5.1. Источники, состав и поведение природного газа в море

Общая характеристика. По современным представлениям, природные горючие газы представляют собой газообразные углеводороды катагенетического (глубинного) происхождения, которые сформировались в земной коре в результате преобразования органического вещества в осадочных породах в условиях высоких температур и давления. Запасы этих газов сосредоточены либо в виде обо-

собленных газовых скоплений, либо в составе газонефтяных и газоконденсатных месторождений, в которых газообразные углеводороды частично или полностью растворены в нефти или обогащены жидкими, преимущественно низкокипящими углеводородами нефти.

Горючие газы, прежде всего метан, входят также в генетическую группу газов биохимического происхождения, которые образуются в анаэробных условиях при бактериальном разложении органических веществ (иногда при восстановлении минеральных солей) в донных отложениях пресноводных и морских водоемов. Многие из этих биогенных газов выделяются в толщу воды и затем в атмосферу или образуют скопления в верхних частях земной коры, в т. ч. на морских шельфах [Романкевич, Ветров, 2001; Федоров и др., 2005; Леин, Иванов, 2009].

Состав природного газа весьма изменчив в зависимости от района расположения месторождения, его типа, глубины залегания, геологической структуры региона и других сопутствующих условий и факторов. Практически всегда основу химического состава природного газа составляют предельные углеводороды алифатического ряда, т. е. метан и его гомологи (этан, пропан, бутан) с примесями углекислого газа, сероводорода и некоторых других газов. В большинстве случаев наблюдается абсолютное доминирование метана: его содержание в составе газовых смесей из месторождений природного газа, как правило, превышает 90 %.

В газоконденсатных месторождениях, а также в попутных нефтяных газах, соотношение между метаном и его гомологами обычно сдвигается в сторону последних. Попутные газы в нефтяных месторождениях находятся в растворенном состоянии, но в процессе добычи и по мере снижения давления в пластах они выделяются в объемах от 30 до 300 м³ газа на каждую тонну извлеченной нефти. Эти газы составляют значительную долю от добываемых в мире горючих газов, однако в среднем более 25 % (иногда — до 100 %) от этого количества сжигается в факелах на буровых установках из-за отсутствия оборудования по сбору и транспортировке газов. В некоторых случаях, например в условиях Астраханского газоконденсатного месторождения, из-за высокого пластового давления и большого количества конденсата в составе газа резко возрастает содержание сероводорода (до 30 %), а также углекислого газа и меркаптана [Гриценко и др., 1997].

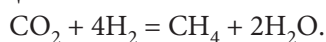
Помимо месторождений природного горючего газа, которые образуются в глубокой толще земной коры в результате катагенетических преобразований органического вещества, существует еще один чрезвычайно мощный геохимический ресурс газообразных углеводородов на морском дне. Речь идет о залежах газогидратов, скопления которых повсеместно встречаются в морях и океанах (см. гл. 1). Напомним, что их морские разведанные запасы составляют около 2×10^{16} м³, что превышает запасы нефти и всех других вместе взятых видов ископаемого топлива на Земле [Дядин, Гуцев, 1998; Алексеев, Друщиц, 2000]. В некоторых странах уже ведутся работы по технике и технологии освоения этого уникального энергетического ресурса [Николаев, 2000; Анфилатова, 2008].

С физико-химической точки зрения газогидраты можно рассматривать как одну из разновидностей льда с высоким содержанием газа. Они представляют собой твердые кристаллические вещества, напоминающие по внешнему виду спрессованный снег, которые образуются при взаимодействии с водой компонентов

природного газа (метан, этан, пропан, изобутан, углекислый газ, сероводород) при определенных термобарических условиях сочетания высокого давления и низких температур.

Естественные и антропогенные источники. Общее представление о природных и антропогенных потоках метана в биосфере можно получить по данным табл. 5.1. Эти данные не вполне согласуются с известными ранними оценками [Заварзин, 1995] и некоторыми последними публикациями [Shindell et al., 2009], однако в целом есть основания полагать, что мощность антропогенных источников метана в настоящее время превышает мощность всех его естественных поступлений в биосферу.

Среди природных механизмов возникновения и поступления метана и его гомологов в атмосферу и океан надо выделить прежде всего разложение органических веществ под действием метанобразующих бактерий из рода *Methanococcus*, *Methanosarcina* и некоторых других, способных получать энергию и продуцировать метан за счет восстановления углекислого газа по реакции:



Эти процессы непрерывно происходят в анаэробных условиях как в почвах, так и на дне водоемов, особенно в илистых отложениях озер и болот, а также в морских осадках, обогащенных органическим детритом и лишенных кислорода.

Микробиологическое метанообразование в морях и океанах, сопровождаемое обычно процессами восстановления сульфатов и выделения сероводорода, охватывают в некоторых регионах всю верхнюю толщу осадков мощностью в десятки и сотни метров. В донных осадках морей холодного и умеренного климата на глубинах более 500 м продуцируемый бактериями метан способен накапливаться в виде залежей кристаллогидратов, тогда как в районах с жарким климатом часть биогенного метана в мелководных отложениях дегазируется в водную среду и затем в атмосферу.

Выходы метана в виде газовых «факелов» на морском дне возникают не только за счет микробиологического и биохимического распада органического вещества в донных осадках, но и в результате просачивания подземных углеводород-

Таблица 5.1

Мощность естественных и антропогенных источников поступления метана в биосферу [Бажин, 2000]

Источники поступления	Мощность потоков, млн т/год
ЕСТЕСТВЕННЫЕ ИСТОЧНИКИ	
Болота	50–70
Озера	1–25
Океаны	1–17
Тундра	15–35
Насекомые	20
Сумма мощности естественных источников	130±40
АНТРОПОГЕННЫЕ ИСТОЧНИКИ	
Рисовые поля	120±50
Сельскохозяйственные животные	80
Свалки	50±20
Добыча угля	35±10
Потери при добыче нефти и газа	34±5
Горение биомассы	30±15
Сумма мощности антропогенных источников	350±100
Общая сумма	480±140

ных флюидов в водную толщу в местах разгрузки нефтегазоносных пластов при малых глубинах их залегания. Как описано в гл. 4, такие выходы углеводородов на дне обнаружены почти во всех морских регионах. Иногда эти процессы сопровождаются разложением газогидратов, что вызывает вертикальные потоки углеводородных газов, охватывающих всю толщу водных масс — от дна до поверхности моря. Один из таких выходов метана у берегов Южной Калифорнии показан на рис. 5.1 (вклейка). Здесь же в 2002 г. наблюдался мощный взрывообразный выброс природного газа с морского дна в проливе Санта-Барбара. При этом метан не успевал растворяться в воде, а фонтанирующий выброс поднялся на 20 м выше поверхности моря. Масштабность и длительность выходов природного газа в этом районе позволили осуществить здесь в 1980-е гг. уникальные проекты улавливания восходящих потоков метана в толще воды и его транспортировки на берег для промышленного использования [Ger et al., 2002].

Интенсивные выходы метана выявлены и исследованы на дне Черного и Азовского морей, где они сопровождаются извержением грязевых вулканов, а в Черном море — выделением сероводорода. Общий годовой поток метана с глубин более 750 м в масштабе Черного моря превышает 10 тыс. м³/км² [Егоров и др., 2003; Artemov, 2006]. Многократно наблюдаемый здесь феномен «пламенеющего моря» во время грозы есть ничто иное, как возгорание над морской поверхностью вышедшего из водной толщи метана. Документально зафиксирован выброс метана на высоту до 500 м, который произошел после сильного землетрясения около Феодосии 12 сентября 1927 г., когда пламя над морем наблюдалось с больших расстояний [Ратнер, 2007].

Выходы природного газа распространены на шельфе Охотского и Японского морей, где резкое повышение концентраций метана в морских водах может быть связано с усилением тектонической активности в регионе и сопутствующей дегазацией углеводородных месторождений [Мониторинг метана ..., 2002; Мишукова и др., 2011]. Акустические исследования на северо-восточном склоне Сахалина выявили 250 газовых факелов на глубинах 160–1400 м, причем с глубиной количество таких факелов снижается, а их мощность возрастает [Саломатин, Юсупов, 2011]. Суммарное количество выделяемого в виде пузырьков метана оценено в этом районе величиной около 100 тыс. т/год. Примерно 50 % от этого количества поступает в атмосферу. Глобальный поток метана в атмосферу с поверхности Мирового океана оценивается величиной около 10⁵ м³/год [Ger et al., 2002].

Газовые выходы (в основном метана) на морском дне, в т. ч. за счет диссоциации газогидратов, зафиксированы в арктических морях [Обжиров и др., 1999; Алексеев, Друщиц, 2000; Natural oil seeps..., 2002; АМАР, 2004; Shindell et al., 2009]. В 2000 г. были обнаружены грандиозные скопления природного газа и его выходы из-под слоя донных отложений на атлантическом шельфе США [NAS, 2003]. Эти и другие многочисленные примеры такого рода являются свидетельством повсеместности очагов метанообразования и выделения природного газа на дне Мирового океана. О биологических последствиях таких явлений речь пойдет ниже, однако уже сейчас можно утверждать, что метан, как и нефть, несомненно относится к природным экологическим факторам морской среды. Их влияние на химические и биологические процессы в Мировом океане пока явно недооценено.

Что касается вклада мировой нефтегазовой индустрии в суммарный антропогенный поток метана в атмосферу, то, судя по данным табл. 5.1, он составляет около 10 % (34 млн т/год). Это происходит в основном в результате утечек в атмосферу на разных стадиях добычи, транспортировки и переработки природного газа. Так, в 1990-е гг. только в США антропогенная эмиссия метана за счет деятельности нефтегазовой индустрии оценивалась величиной 4,4 млн т/год, а в России — 14 млрд м³/год [Patin, 1999]. Интенсивность таких утечек, их причины и масштабы могут быть разными в подобных ситуациях, однако во всех таких случаях это приводит прежде всего к загрязнению воздушной среды, поскольку углеводороды метанового ряда имеют относительно низкую растворимость в воде и практически не выводятся из воздушных масс с атмосферными осадками. Последнее не относится, однако, к некоторым другим компонентам природного газа, и в первую очередь к хорошо растворимому в воде сероводороду. Как отмечено выше, его доля в составе природного газа и газоконденсата достигает иногда 20 % и более. В этих случаях могут возникать как ситуации серьезного загрязнения воздушной среды со всеми вытекающими отсюда эколого-медицинскими последствиями для населения (сероводород относится к группе ядов острого действия), так и нарушения химического состава природных вод. В качестве примера можно отметить, что такого рода события имели место в бассейне Нижней Волги, где в зоне эксплуатации Астраханского газоконденсатного месторождения отмечались факты загрязнения сернистыми соединениями (сероводород, двуокись серы) воздуха, почв и поверхностных вод с соответствующими негативными последствиями для здоровья населения и экологии водоемов [Гриценко и др., 1997; Патин, 1997].

Метан и парниковый эффект. В последние десятилетия нарастающий вклад антропогенных источников метана в естественный биогеохимический цикл этого газа вызывает озабоченность во всем мире в связи с известным и тревожным феноменом «парникового эффекта» и глобального потепления климата. Дело в том, что метан является очень эффективным парниковым газом, поскольку удельное поглощение теплового излучения Земли метаном примерно в 20 раз превосходит аналогичный показатель для углекислого газа. Именно в этом заключается причина тревог по поводу того, что дальнейшее нарастание концентрации метана в атмосфере (на протяжении последних 50 лет эта концентрация удвоилась) может привести к необратимым климатическим и экологическим аномалиям планетарного масштаба. Ключевую роль в этом тревожном сценарии глобальной нестабильности могут сыграть процессы разложения морских газогидратов, особенно на шельфе арктических морей [AMAP, 2004; Shindell et al., 2009]. Их запасы, как отмечено выше, грандиозны, и потому даже относительно небольшие изменения температурных условий существования газогидратов в морях чреваты лавинообразным нарушением климатической системы на Земле. Известны интересные и достаточно хорошо аргументированные гипотезы, согласно которым периодические потепления и оледенения на Земле были вызваны разложением и образованием газовых гидратов [Бажин, 2000].

Нарастающая в последние десятилетия глобальная нестабильность за счет аномалий климата и стихийных бедствий (наводнения, ураганы, извержения вул-

канов, землетрясения, лесные пожары и др.) может быть связана также с усилением глубинной дегазации Земли. По мнению некоторых авторов [Сывороткин, 2002], потоки восстановленных газов (в основном водорода и метана) из верхней мантии, «проходя через толщу морских и океанических вод, уничтожают кислород и вызывают массовую гибель аэробной биоты». Кроме того, «поднимаясь в атмосферу, эти газы усиливают парниковый эффект и разрушают озоновый слой». Эта гипотеза подкрепляется рядом серьезных аргументов, однако надежные оценки масштаба такого рода эффектов и их последствий для людей и природы до сих пор отсутствуют.

Содержание и распределение в морской среде. Поведение метана и его гомологов, как и всех других газов, в Мировом океане определяется прежде всего их растворимостью в морской воде. Для метана эта растворимость изменяется в пределах от 20 до 50 мл/л*, снижаясь с повышением температуры и солености и резко возрастая с увеличением давления. На глубинах около 1000 м растворимость метана достигает 1200 мл/л. В то же время на морской поверхности равновесная с атмосферой концентрация метана в поверхностных водах составляет в среднем около 0,06 мкл/л (6×10^{-5} мл/л).

Как следует из обзора фактических данных о фоновом содержании метана в поверхностных (открытых) водах морей и океанов [Патин, 1997], измеренные концентрации этого газа колеблются обычно в пределах от 0,01 до 1 мкл/л и, как правило, несколько превышают соответствующие величины равновесных концентраций. Минимальные значения характерны для тропической зоны, максимальные — тяготеют к ледовой кромке арктических морей. Другие углеводороды метанового ряда (этан, пропан и др.), которые сопутствуют метану, обычно присутствуют в морской воде в концентрациях на несколько порядков величин ниже уровня содержания метана.

Надо подчеркнуть, что приведенные выше концентрации метана относятся в основном к фоновой ситуации в открытых морских водах. В прибрежных районах, заливах, бухтах и эстуариях с высокой биопродуктивностью, а также в местах локальных выходов природного газа с морского дна (например, в результате землетрясений) концентрация метана в поверхностных водах может повышаться в сотни и даже — в тысячи раз. Особенно детально эти процессы исследованы у берегов Южной Калифорнии (США), где объемы просачивания природного газа на дне только в одном из прибрежных районов составляют 100–200 тыс. м³/сутки [Natural oil seeps..., 2002]. Уровни содержания метана в поверхностных водах здесь в 10^8 раз превышают равновесную концентрацию (по условиям равновесия с атмосферой). Аналогичные данные имеются по результатам полевых наблюдений в районах выхода нефтегазовых флюидов на дне Северного моря [Leifer, Judd, 2002]. В северо-западной части Японского моря такие выходы тяготеют к местам расположения эпицентров землетрясений [Мишукова и др., 2011]. На континентальном шельфе Черного моря в сероводородной зоне начиная примерно с глубин 150–200 м до горизонтов 500–600 м происходит линейный рост концентрации метана, а глубже она остается монотонной, возрастая лишь у дна в местах глубоко-

* Концентрация 1 мл/л соответствует содержанию метана 0,72 мг/л при нормальных условиях.

водных грязевых вулканов и метановых сипов. Более 80 % содержащегося в сероводородной зоне метана продуцируется здесь за счет микробного метаногенеза в водной толще [Леин, Иванов, 2005].

Высокая неравномерность распределения метана характерна также для придонных вод тех участков шельфа, где происходит утечка газо-жидкостных флюидов из-под толщи донных отложений в результате тектонической или вулканической активности в том или ином регионе. Прямые миграционные выходы природного газа с морского дна и аномально высокие концентрации метана в придонных слоях воды и донных грунтах многократно отмечались в дальневосточных и арктических морях России [Заварзин, 1995; Дядин, Гущев, 1998; Обжиров и др., 1999; Мишукова и др., 2007; Леин, Иванов, 2009]. Аналогичные результаты были получены для акваторий Азовского, Черного и Каспийского морей [Леин, Иванов, 2005; Федоров и др., 2005]. Эти и другие исследования такого рода представляют не только научный, но и практический интерес, поскольку они позволяют судить о потенциальных нефтегазовых ресурсах морского шельфа.

Природный фон распределения метана в морских экосистемах может нарушаться за счет деятельности человека. Это происходит в прибрежных мелководных районах с ограниченным водообменом, куда регулярно сбрасываются хозяйственно-бытовые и промышленные отходы с высоким содержанием органических веществ. По мере накопления и микробного разложения органики на дне в таких местах возникает дефицит кислорода и создаются благоприятные условия для развития метанобразующих бактерий и выделения биогенного метана. В результате концентрация метана может возрастать здесь в сотни и тысячи раз по сравнению с фоном, что приводит к заморным явлениям и резкому снижению видового разнообразия местной флоры и фауны. Это обстоятельство позволяет рассматривать метан как индикатор загрязненности водоемов. Одна из возможных систем ранжирования по этому признаку прибрежных морских вод и эстуариев приведена в табл. 5.2.

В целом, для глобального распределения метана в поверхностных морских водах характерна тенденция к нарастанию уровней его содержания при переходе от открытых пелагических областей к шельфовым и прибрежным водам, внутренним морям, а также к заливам, устьям и эстуариям рек и, наконец, к водоемам и водотокам суши. Аналогичная глобальная тенденция давно известна для распределения в Мировом океане наиболее распространенных загрязняющих веществ, имеющих как техногенное, так и природное происхождение (нефть, тяжелые металлы и др.) [Патин, 1979; Patin, 1982]. Похоже, что метан в этом плане не является исключением.

Таблица 5.2
Оценка уровня загрязненности морской среды по содержанию метана в воде (мкг/л) и донных отложениях (мкг/г) [Федоров и др., 2005]

Уровень загрязненности	Прибрежные воды и эстуарии	
	Морская вода	Донные осадки
Условно чистые	До 4,0	До 0,1
Слабо загрязненные	4,0–15,0	0,1–0,5
Загрязненные	15,0–50,0	0,5–4,0
Сильно загрязненные	Более 50,0	Более 4,0

5.2. ВЛИЯНИЕ УГЛЕВОДОРОДОВ МЕТАНОВОГО РЯДА НА МОРСКУЮ БИОТУ

Современные знания о метане и других компонентах природного газа как о факторах воздействия на морскую биоту весьма ограничены. Попытаемся суммировать имеющуюся на этот счет информацию опираясь, с одной стороны, на исследования биотических сообществ в местах выхода природного газа на морском дне и, с другой стороны, на результаты экспериментальных и полевых работ по действию метана и его гомологов на водные организмы.

5.2.1. Экология метановых сипов

Вскоре после открытия в начале 1980-х гг. многочисленных выходов метана с морского дна в виде устойчивых струйных выделений (холодные сипы, газовые факелы) было установлено, что в таких местах, как правило, формируются уникальные сообщества донной биоты, единственной трофической основой которых служат хемосинтезирующие бактерии. Аналогичные процессы происходят также при выделении метана в условиях грязевого вулканизма на дне морей и океанов.

Сложные симбиотические сообщества с высокой плотностью биомассы (до 50 кг/м²) вокруг метановых сипов и грязевых вулканов были обнаружены в самых разных морских регионах — от Арктики до южных морей. В таких ситуациях первичное органическое вещество возникает не за счет фотосинтеза, а в результате бактериального окисления метана с участием быстро размножающихся метанотрофов, в основном бактерий из семейств *Methylococcaceae* и *Beggiatoa*. Не что подобное, как описано в гл. 4, происходит в районах природных выходов на дне сырой нефти (нефтяные сипы).

Исследования последних лет показали, что бактериальная продукция на дне океана представляет собой дополнительное органическое вещество, биомасса которого в некоторых регионах сопоставима или даже превышает количество планктонного органического детрита, достигающего дна. Например, за счет бактериальной продукции в районе метанового сипа только одного из многочисленных грязевых вулканов в Норвежском море ежегодно окисляется более 100 тыс. м³ метана [Леин, Иванов, 2009]. На базе плотных микробных матов вокруг метановых сипов формируются и симбиотически взаимодействуют популяции организмов разных систематических групп (рис. 5.2, вклейка). По существу речь идет о своеобразных глубоководных оазисах на фоне безжизненных пространств морского дна. Эти открытия еще раз показали несостоятельность ранее бытовавшего представления о невозможности существования сложных многовидовых сообществ многоклеточных организмов на морском дне в отсутствии солнечного света на больших глубинах.

Видовой состав, численность и распределение подобных форм жизни в морях и океанах подвержены очень сильным колебаниям в зависимости от местных условий, прежде всего от интенсивности и устойчивости метановых выходов на дне, типа донных отложений, придонной гидрологии, гидрохимии и т. д. Например, в Чер-

ном море, которое иногда называют «крупнейшим на Земле метановым водоемом» [Леин, Иванов, 2005], в условиях полного отсутствия кислорода и насыщения морской среды сероводородом вокруг активных метановых сипов формируются мощные микробные маты и крупные карбонатные постройки по типу кораллов.

В районах с нормальным (аэробным) кислородным режимом участки дна, насыщенные метаном, заселяются специфической бентосной макрофауной, число видов которых оценивается несколькими сотнями. Подавляющее большинство из них принадлежит к пяти основным типам: членистоногим, двусторчатым моллюскам, кольчатым червям, кишечнорастворимым и погонофорам. Некоторые представители обитающей в таких местах фауны относятся к категории неизвестных науке видов. В их число входят, например, показанные на рис. 5.3 (вклейка) гигантские трубчатые черви длиной до 50 см. Эти и другие удивительные обитатели больших глубин были обнаружены в 2006 г. у берегов Новой Зеландии. Здесь на глубинах 800–1000 м сформировались уникальные хемосинтетические биоценозы на базе самых обширных в мире метановых сипов, площадь которых достигает 180 тыс. м². Аналогичные явления обнаружены и исследуются сейчас во многих других морских регионах. Это относится, в частности, к Мексиканскому заливу, на дне которого с помощью подводной техники удалось выявить многочисленные виды и формы глубоководной жизни, основанной на бактериальной продукции за счет окисления метана [Whelan, 2004]. Интересно отметить, что ферментные системы обитающих в таких местах организмов радикально трансформировались в результате длительного симбиоза с метанотрофными бактериями [Гальченко, 1995]. Учитывая уникальность и уязвимость глубоководно метановой биоты в США и некоторых других странах приняты специальные нормы и правила для их охраны, которые обязательны для всех видов деятельности на морском дне, особенно при разработке морских нефтегазовых ресурсов.

Таким образом, приведенные данные достаточно убедительно иллюстрируют тот факт, что метан, подобно нефти, относится к числу экологических факторов и природных веществ, от которых при определенных условиях зависит распределение жизни в море. Устойчивые локальные выходы метана на дне (например, в виде природных сипов) могут использоваться как источник углерода для возникновения специфических бентосных сообществ.

Означает ли сказанное выше, что метан и, следовательно, природный газ не могут выступать в качестве вредного (например, токсического) фактора в море? При ответе на этом вопрос надо учитывать, что приведенные выше факты положительного (стимулирующего) воздействия метана на развитие жизни в море относятся лишь к ситуациям длительного (хронического) выделения этого газа на морском дне. При этом создаются предпосылки для выработки адаптационных механизмов существования и симбиоза организмов разных систематических групп в метановой среде. Ничего подобного, естественно, нет и не может быть в случаях резкого (залпового) повышения концентрации метана в водной среде, например при аварийных выбросах газа при повреждении подводных газопроводов. В таких случаях речь идет об остром действии метана, и он выступает в качестве вредного (стрессового) для морской биоты фактора среды. Известные по этому вопросу материалы рассмотрены ниже.

5.2.2. Экспериментальные оценки и полевые наблюдения

Напомним, что морские эколого-токсикологические исследования природного газа практически отсутствуют, за исключением нескольких экспериментальных и полевых работ по оценке острой токсичности метана и его гомологов. Прежде чем переходить к рассмотрению этих работ, имеет смысл выделить некоторые общие черты реагирования гидробионтов на присутствие газообразных примесей в водной среде. При этом будем опираться на сделанный ранее [Патин, 1993] анализ известных данных по водной токсикологии сероводорода, окиси углерода и некоторых других токсичных газов. Большинство этих данных относится к действию газов на рыб.

Общая характеристика эффектов. Следует отметить прежде всего относительно краткую латентную фазу (отрезка времени от момента контакта с ядом до первых симптомов отравления) и быстроту реагирования рыб на появление токсичного газа в водной среде по сравнению с аналогичными реакциями на присутствие других токсикантов. Надо полагать, что эта особенность определяется тем, что воздействие газа на организм рыб в начальной фазе контакта происходит за счет его быстрого проникновения в живые клетки (в первую очередь через жаберный аппарат) и такого же быстрого поражения основных функциональных систем (дыхания, нервной системы, кроветворения и др.). Внешняя симптоматика этих поражений имеет ряд общих проявлений в основном поведенческого характера (в форме повышенной активности, учащенного дыхания, быстрых перемещений и т. д.), типичных для действия веществ с наркотическими свойствами.

Последующие нарушения на стадии хронического отравления являются следствием кумулятивных эффектов на уровне физиолого-биохимических процессов и носят специфический характер в зависимости от природы токсиканта, интенсивности воздействия и условий среды. Общим для всех рыб типом их реагирования на присутствие избыточных количеств газов в среде является газовая эмболия. Ее симптомы возникают при перенасыщении воды различными газами (в т. ч. инертными) и проявляются в разрывах тканей (особенно в глазах и плавниках), увеличении плавательного пузыря, нарушениях кровеносной системы и в ряде других характерных патологических признаков.

При оценке токсических эффектов метана и его гомологов в водной среде необходимо учитывать влияние сопутствующих факторов среды (особенно температуры и содержания кислорода), которые могут существенно изменить весь ход и симптоматику поражения. Известно, в частности, что с повышением температуры вредное действие на водных животных практически всех токсикантов возрастает. Физиологически такой эффект объясняется не только общим усилением обмена веществ в организме, но и повышением проницаемости тканей для ядов и увеличением потребления кислорода. Отсюда следует, что уровни содержания токсикантов, действие которых не проявляется при низких температурах, могут оказаться летальными при повышении температуры в водоеме. Поэтому низкие температуры воды часто маскируют наличие токсических веществ в водоеме, тогда как при повышении температуры может возникнуть массовая интоксикация при условии сохранения токсических свойств загрязняющих веществ в водной

среде. Это обстоятельство следует иметь в виду при оценке и прогнозе биологического действия природного газа, особенно в условиях Арктики, где при повышении температуры в летнее время возможно разложение газогидратов метана с выделением свободного метана и соответствующими последствиями эколого-токсикологического характера.

Другим важным фактором водной среды, от которого прямо зависит биологическое действие газовых примесей, является растворенный в воде кислород. Во многих работах показано, что дефицит кислорода сильно влияет на интенсивность обмена веществ и снижает устойчивость водных организмов (особенно рыб) ко многим токсикантам органической и неорганической природы. Это обстоятельство, так же как и температурный режим, следует учитывать при прогнозе возможных последствий от появления в водоемах избыточных количеств метана и его гомологов.

Экспериментальные оценки. Из анализа известных результатов экспериментальных работ по оценке острой токсичности метана и других газовых углеводородов для водных организмов [Соколов, Виноградов, 1991; Патин, 1997; Горбачева, Лаптева, 1999; Кошелева и др., 2000; Матишов и др., 2002] можно сделать несколько основных выводов.

1. Картина первичного реагирования рыб и некоторых беспозвоночных на присутствие в воде метана и его гомологов соответствует в общих чертах современным представлениям о характере развития токсических и стрессовых эффектов при любых видах вредного воздействия на живой организм. При этом происходит последовательная смена состояния организма, включая стадии безразличия (толерантности), стимуляции (возбуждения), поражения и гибели. Зона острой (летальной) токсичности начинается примерно с уровня содержания метана в воде выше 1 мг/л.

2. Несмотря на ограниченность имеющихся данных, вполне очевидны некоторые специфические черты действия метана и его гомологов на рыб по сравнению с аналогичными реакциями на большинство других токсикантов. К таким чертам следует отнести:

- быстрое реагирование рыб на газ в форме резкого повышения двигательной активности, которое начинается с первых секунд появления газа в водной среде (при концентрации от 0,1 мг/л и выше) и является следствием практически мгновенного воздействия газа на жаберный аппарат и другие хеморецепторы с последующим быстрым откликом на уровне центральной нервной системы;
- симптомы острого наркотического отравления (утрата координации движения, нарушения дыхания, опрокидывание рыб и др.), которые проявляются спустя короткое время (минуты, десятки минут) после начала контакта рыб с газом в воде.

3. В первом приближении есть основания полагать, что рыбы являются более чувствительными к действию газовых углеводородов по сравнению с беспозвоночными планктона и бентоса.

Полевые наблюдения. Описанные выше общие черты и особенности реагирования рыб и других организмов на появление метана в водной среде под-

тверждаются некоторыми (к сожалению, немногими) материалами полевых наблюдений в ситуациях аварийных выбросов природного газа. Речь идет в основном об авариях на буровых установках в Азовском море в 1980-е гг., которые сопровождались длительными (недели и месяцы) выделениями больших количеств природного газа в атмосферу и толщу воды [Патин, 1997]. Содержание метана в природном газе составляло 95 %, а его концентрация в воде изменялась от 10 мг/л непосредственно у аварийных скважин до 1,5 мг/л на расстоянии 200 м и 0,5 мг/л на расстоянии 500 м от буровых платформ. Спустя несколько дней (недель) после начала выброса газа в местных рыбах (особенно донных) были обнаружены существенные поведенческие и физиолого-биохимические изменения, включая нарушения координации движения, поражения клеточных мембран, ослабление кроветворения и другие проявления патологии, характерные для острого отравления рыб. Ситуация усугублялась тем, что она развивалась в жаркое летне-осеннее время на фоне повышенных температур воды и воздуха. Наиболее выраженная патология была отмечена в рыбах, содержащихся в садках непосредственно у аварийных платформ. Через 4–5 сут экспонирования в садках часть рыб погибла, причем максимальные показатели гибели (30–60 %) относились к камбале. Рыбы, выловленные на контрольных станциях и находившиеся в контрольных садках, никаких отклонений от нормы не имели.

Таким образом, несмотря на крайне слабую изученность влияния природного газа на водные организмы, есть основания констатировать относительно высокую чувствительность реагирования некоторых видов, особенно рыб, на этот фактор по поведенческим и физиолого-биохимическим показателям. Остается лишь добавить, что биологические проявления подобных эффектов будут зависеть как от конкретной ситуации в водоеме, так и от принадлежности организмов к той или иной систематической и экологической группировке.

5.2.3. Уровни, пороги и зоны биологического действия

Глобальные сопоставления. По аналогии с нефтью на рис. 5.4 дана графическая интерпретация известных, в т. ч. рассмотренных выше, биогеохимических и токсикологических данных в виде диапазонов характерных концентраций метана в морской среде на фоне шкалы проявления вредных (токсических) эффектов этого газа. Подчеркнем, что из-за недостатка фактических данных показанные на рисунке уровни и диапазоны концентраций носят ориентировочный характер и могут быть пересмотрены по мере получения новых данных.

В первом приближении можно принять, что зона токсичности для водной биоты (при воздействии в течение нескольких суток) начинается с уровня содержания метана порядка 1 мг/л и выше. Ниже этого порога в диапазоне концентраций от 1 до 0,1 мг/л находится область пороговых (сублетальных) эффектов, которые не ведут к гибели организмов, хотя и могут сопровождаться поведенческими, физиолого-биохимическими и другими аномалиями. Еще ниже по шкале концентраций расположены зоны толерантности и недействующих уровней содержания газа.

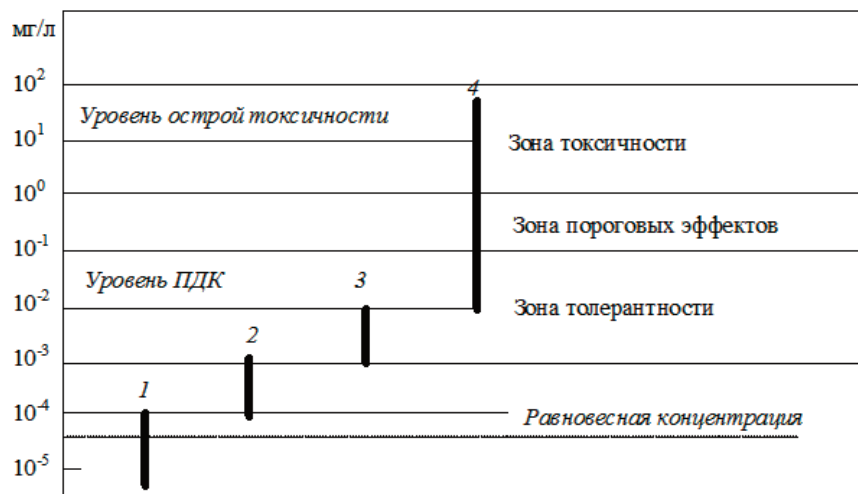


Рис. 5.4. Ориентировочные уровни биологического действия и диапазоны характерных концентраций углеводородов природного газа в морской воде [Патин, 1997]:
 1 — пелагиаль морей и океанов; 2 — прибрежные районы; 3 — заливы, эстуарии и др.;
 4 — районы выхода метана на морском дне

Первые две из перечисленных выше и показанных на рис. 5.4 зон перекрываются диапазонами аномально высоких концентраций метана, которые характерны для районов длительных (годы, десятилетия) выходов углеводородных газов с морского дна. Как описано выше, в таких условиях формируются специфические бентосные сообщества, эволюционно адаптированные к жизни в метановой среде. Их трофическую основу составляют микроорганизмы, способные окислять метан и использовать его как источник энергии подобно тому, как это происходит вокруг природных нефтяных сипов (см. гл. 4). По последним данным, можно не сомневаться в широкой распространенности этих явлений в Мировом океане и их важной роли в морских экосистемах.

Надо полагать, что в районах с аномально высокими концентрациями природного газа в морской среде, помимо формирования адаптированной к метану биоты, возможны также вредные (стрессовые, токсические) эффекты. Прямые доказательства подобных эффектов до сих пор весьма ограничены. В качестве примера можно привести данные о заметном снижении (вплоть до полного исчезновения) биомассы бентосных сообществ в заливе Посьета (Японское море) при повышенных (в тысячи раз по сравнению с фоном) концентрациях метана в районах сильных аномалий газохимических полей на морском дне [Обжиров и др., 1999]. Надо отметить также, что на некоторых участках дна, где наблюдались выходы метана, отмечались повышенные биомассы бентоса.

Стрессовые биологические эффекты природного газа возможны также на локальном уровне в акваториях, подверженных воздействию морского нефтегазового комплекса. Такие ситуации могут возникнуть в результате аварийных и технологических выбросов газа при буровых работах или при повреждении подводных газопроводов (см. ниже).

Таким образом, двойственный характер биологического действия метана (интоксикация либо стимуляция) определяется прежде всего характером его поступления в водоемы и временем контакта биоты с этим газом. При быстром (залповом) выделении больших количеств метана в водную среду он выступает в качестве токсиканта, тогда как при длительных и постепенных выходах (например, при просачивании на морском дне) метан может становиться фактором, стимулирующим развитие специфической биоты.

Что касается биологической нормы допустимого содержания метана в морской среде, то ее оценка весьма затруднена из-за отсутствия экспериментальных данных о хроническом действии метана на организмы разных трофических уровней. Эта задача осложняется также высокой изменчивостью содержания метана и его гомологов в морской среде. В порядке первого приближения можно принять, что уровни биологически допустимого (безопасного) содержания метана в морской воде лежат в пределах 0,01–0,1 мг/л.

Газоконденсат и газогидраты. Для полноты картины имеет смысл кратко суммировать известные данные о поведении в море и токсических свойствах газоконденсата, который, как известно, является одним из основных видов извлекаемого из недр углеводородного сырья. Например, планируемая добыча газоконденсата по проекту освоения Штокманского газоконденсатного месторождения в Баренцевом море составляет около 700 тыс. т/год при разведанных запасах более 20 млн т [Матишов, Никитин, 1997].

Таблица 5.3
Фракционный состав газоконденсата Штокманского месторождения в Баренцевом море [Борисов и др., 2001]

Группа химических соединений	Содержание, %
Низкомолекулярные парафины и нафтены (высоколетучие)	32,4
Высокомолекулярные парафины и нафтены	54,3
Ароматические соединения (моно- и полициклические)	6,5
Производные углеводородов (гетероатомные соединения)	6,8

Газовый конденсат представляет собой жидкую смесь высококипящих углеводородов различного состава (обычно с числом атомов более четырех) и растворенных газов метан-бутановой фракции. Как показано в табл. 5.3, основной химического состава газоконденсата являются фракции парафинов и нафтенос с примесью ароматических и гетероатомных соединений. При контакте с атмосферой после разлива на водной поверхности происходит быстрое (в течение нескольких часов и суток) испарение легколетучих фракций газоконденсата и соответствующее снижение его токсичности.

Оставшиеся парафины, нафтены и ароматические углеводороды частично растворяются в воде и подвергаются процессам физико-химической и микробной деструкции подобно тому, как это происходит при попадании в море нефти (см. гл. 4). Растворимость газоконденсата в морской воде при температуре 5–6 °С и атмосферном давлении равна приблизительно 1 г/л.

Судя по результатам экспериментальных работ [Матишов, Никитин, 1997; Борисов и др., 2001], при попадании газоконденсата в водную толщу он быстро всплывает на поверхность воды. Спустя сутки основная его часть (более 90 %)

испаряется, а наиболее тяжелые фракции сорбируются на взвеси и осаждаются на дно.

Из обзора опубликованных данных о токсических свойствах газоконденсата в морских условиях [Патин, 1997] можно сделать вывод о том, что в первом приближении эти свойства сопоставимы с аналогичными характеристиками для легких сортов нефти. Как следует из приведенных на рис. 5.5 данных, газоконденсат более токсичен по сравнению с природным газом, метанолом и буровыми растворами.

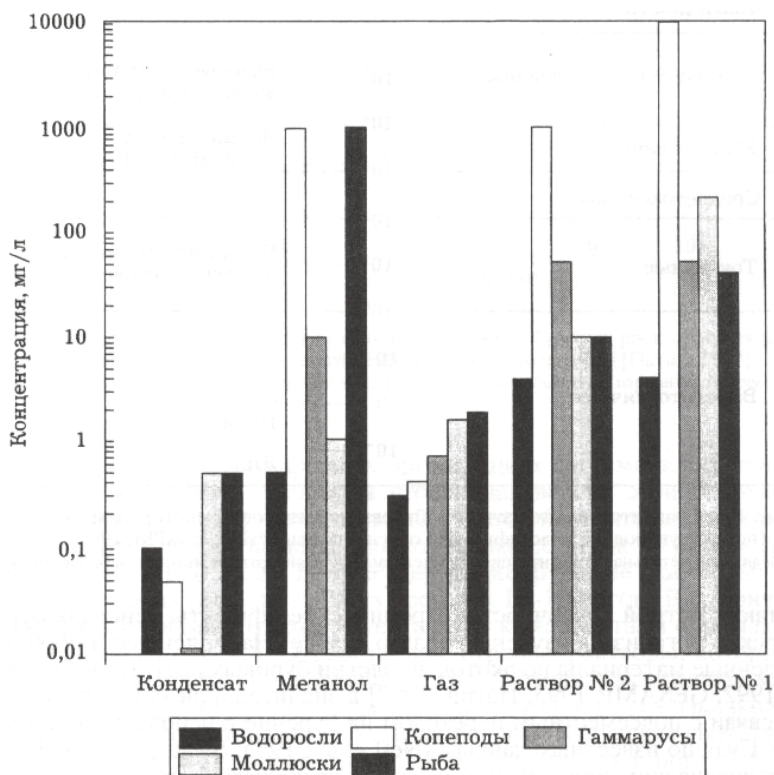


Рис. 5.5. Максимальные недействующие концентрации некоторых загрязняющих веществ нефтегазовой индустрии для массовых видов морских организмов [Кошелева и др., 1997]: растворы №1 и №2 — буровые растворы на водной основе

Некоторые авторы отмечают повышенную чувствительность и быстроту реагирования на газоконденсат планктонных ракообразных, тогда как рыбы и некоторые моллюски более устойчивы к его действию [Горбачева, Лаптева, 1996; Кошелева и др., 2000]. Минимальные действующие концентрации газоконденсата в морской воде для большинства исследованных организмов изменяются в пределах от 0,05 до 0,5 мг/л, а безопасный уровень для фитопланктона и наиболее чувствительных личиночных стадий развития зоопланктона оценивается величиной порядка 0,01 мг/л.

Что касается эколого-токсикологической характеристики газогидратов в море, то какие-либо экспериментальные данные либо полевые наблюдения в этой области практически отсутствуют. Можно предполагать, что при определенных условиях тонкодисперсные фракции газогидратов могут разноситься с водными массами и течениями на большие расстояния. По мере растворения взвешенных газогидратов они могут выступать в качестве источника вторичного загрязнения морских вод метаном и таким образом представлять кратковременную опасность для морских организмов. Имеются сведения о возможности аккумуляции газогидратов, находящихся в морской воде в виде взвеси, зоопланктонными организмами с фильтрационным механизмом питания [Новоселов и др., 1992]. При этом возможны поражения как самих планктонных организмов (нарушения поведения и питания), так и рыб, выедающих такой планктон. Можно не сомневаться в том, что подобные эколого-токсикологические исследования газогидратов станут приоритетными по актуальности в случае промышленного освоения ресурсов морских газогидратов. Как показано в гл. 1, эти ресурсы грандиозны, а их разработка может начаться в недалеком будущем.

5.3. АВАРИЙНЫЕ ВЫБРОСЫ ПРИРОДНОГО ГАЗА И ИХ ПОСЛЕДСТВИЯ

Источники и причины рисков. В научной литературе и официальной статистике аварий весьма редко фигурирует информация об аварийных утечках газовых углеводородов и сопутствующих экологических нарушениях в море. В то же время около 30 % от всех известных в мире выбросов углеводородов из морских скважин приходится на долю природного газа, причем около половины из этих эпизодов сопровождаются серьезными авариями и повреждениями буровых установок [Moore, Hamilton, 1993]. Несколько таких инцидентов произошли в 1980-е гг. в бывшем СССР, включая описанные выше крупные аварии на буровых установках в Азовском море. Катастрофический эпизод имел место в 1985 г. в Казахстане на северо-восточном берегу Каспийского моря, где в результате аварии на скважине Тенгизского месторождения *в течение 14 мес* горела нефть с высоким содержанием сернистых газов. Высота факела достигала 200 м при температуре воздуха до 180 °С и зоной воздействия до 350 км. За время аварии на скважине сгорело 1,7 млрд м³ газа и 3 млн т нефти с образованием около 1 млн т сажи. [Воробьев и др., 2005]. Негативные последствия этой катастрофы для экосистемы и биоресурсов Каспия остались по существу не оцененными, хотя есть основания утверждать, что эти последствия были значительными и могли проявиться на региональном уровне.

Аварии на газовых скважинах, несомненно, происходили и в других морских регионах. В частности, известны сообщения о серии выбросов при глубоководном бурении на газ в Норвежском море [Дядин, Гуцев, 1998] и об утечке газа из магистрального трубопровода в Северном море в 2008 г. [WWF, 2009], однако какие-либо сведения по поводу экологических последствий этих и других анало-

гичных событий отсутствуют. Известны также теоретические расчеты, из которых следует, что вероятность выбросов газа при бурении скважин возрастает в ситуациях разложения газогидратов в пласте [Максимов и др., 1997].

Другой потенциально опасный источник поступления природного газа в водоемы связан с аварийными утечками при повреждении подводных газопроводов. Причины таких повреждений, как и в случаях с нефтепроводами (см. гл. 2), могут быть самыми разными — от коррозии труб до их разрушения в результате размыва дна, землетрясений, образования ледовых торосов в прибрежной зоне, столкновения с якорями судов и т. д. Если учесть, что протяженность трубопроводов для перекачки газа составляет в ряде морских регионов тысячи километров и что эти трубопроводы часто проходят по участкам высокой эколого-рыбохозяйственной ценности как в море, так и на суше (например, по дну нерестовых рек на Сахалине), то экологический риск аварийных ситуаций в таких случаях должен быть предметом специального анализа.

Напомним, что частота аварий и утечек при повреждениях трубопроводов в море составляет, по разным оценкам, от 10^{-5} до $10^{-3}/\text{км}\times\text{год}$ [Патин, 2008]. Региональные оценки могут, естественно, сильно колебаться в зависимости от местных условий. При прочих равных условиях частота повреждений и утечек газа нарастает по мере старения уложенных на дне труб. Именно этим объясняется отмечаемая в последние годы в некоторых регионах тенденция к возрастанию аварийности на морских трубопроводах, многие из которых были построены 30–50 лет тому назад [GESAMP, 2007].

Напомним еще об одном источнике аварийного риска, связанного с транспортировкой сжиженного природного газа (СПГ) танкерами. Около 1000 таких танкеров перевозят сейчас более 100 млн т СПГ. Их аварийность пока невелика (около 30 инцидентов за 50 лет), однако сохраняется потенциальная опасность катастрофических ситуаций в случаях разрушения емкостей СПГ с крайне тяжелыми и масштабными последствиями (взрывы, пожары и т. д.) [Пазовский, 2007].

Сценарии аварий на малых глубинах. Рассмотрим два гипотетических сценария выделения природного газа в морскую среду при повреждении морских газопроводов на глубинах до 100 м. Ориентировочные параметры таких ситуаций при разных скоростях поступления газа в море показаны в табл. 5.4.

Таблица 5.4

Приближенные параметры возможного выделения природного газа при повреждении морских трубопроводов (глубины до 100 м, скорости течения 10–50 см/с)

Характер выделения газа	Время выделения	Градиент возможных концентраций, мл/л*	Параметры зоны воздействия** (по течению от источника)
Аварийный выброс мощность $>1 \text{ м}^3/\text{с}$	Часы, сутки	0,01–10	До 100 м
Медленные утечки, скорость $10^{-3} \text{ м}^3/\text{с}$	Сутки, недели	0,001–1,0	До 10 м

* Концентрация 1 мл/л соответствует содержанию метана 0,72 мг/л при нормальных условиях.

** Зона, где могут проявляться сублетальные эффекты и острая токсичность метана при концентрациях 0,1–1 мл/л и более 1 мл/л соответственно.

При выборе численных значений приведенных в табл. 5.4 параметров были учтены следующие известные материалы:

- сведения о растворимости и поведении природного газа в море [Обжиров, 1993; Большаков, Егоров, 1995];
- результаты моделирования процессов распространения газовых примесей в водной среде [Аргучинцев, Аргучинцева, 1999];
- расчетные оценки возможных утечек газа в зависимости от характера повреждений морских трубопроводов [Проект «Сахалин 1», 2004];
- фактические данные о содержании и распределении метана в морской воде при аварийных выбросах [Патин, 1997].

При точечном выделении метана на дне моря его концентрация в воде будет быстро падать за счет растворения, разбавления, переноса течениями и подъема пузырьков газа к морской поверхности. В этих условиях неизбежна сильная градиентность (резкое снижение концентраций) газа по мере удаления от источника утечки.

Если исходить из рассмотренных выше порогов и зон проявления биологического действия метана (см. рис. 5.4) и сопоставить их с приведенными в табл. 5.4 диапазонами возможных концентраций метана при его утечке из трубопроводов, то можно утверждать, что в толще воды будет проявляться вся гамма возможных эффектов для морской биоты — от пороговых реакций до острой интоксикации. С учетом этих обстоятельств и приведенных в табл. 5.4 параметров гипотетических сценариев выделения газа из подводных трубопроводов можно сделать следующие основные выводы:

- летальные и сублетальные эффекты за счет токсичности метана возможны лишь в непосредственной близости от места выделения газа в толще воды и могут проявляться в основном для зоопланктонных организмов;
- морские рыбы, млекопитающие и другие активные мигранты будут либо избегать зону воздействия, либо находиться в ней слишком короткое время, чтобы погибнуть или получить заметные повреждения;
- воздействие на бентос будет носить точечный характер из-за низкой растворимости метана в воде и его быстрого подъема к поверхности моря;
- какие-либо популяционные реакции и нарушения в данном случае практически исключены.

Сходные выводы получены по результатам оценки возможных последствий утечки газа из магистрального трубопровода в Баренцевом море [Матишов, Никитин, 1997], хотя приведенные в этой работе величины гипотетических потерь бентоса (от 10 до 700 т биомассы), на мой взгляд, явно завышены.

В таблично-графической форме возможные реакции разных групп морской биоты на присутствие метана в среде показаны в табл. 5.5. При этом предполагается, что вредные (стрессовые) эффекты на каждом из уровней биологической иерархии проходят последовательно через три основные фазы:

- *фаза толерантности* (безразличия и/или устойчивости) — изменения процессов и параметров не выходят за пределы нормы естественных колебаний;
- *фаза компенсации* (начальный этап адаптации) — стрессы проявляются в форме первичных обратимых реакций (поведенческих, физиологических и др.);

Таблица 5.5

**Экологический спектр реакций морской биоты
при утечках газа из подводного трубопровода на морском шельфе**

Уровни биологической иерархии	Фазы развития стрессовых эффектов	Характеристика эффектов для разных групп биоты							
		Фито-планктон		Зоо-планктон		Бентос		Рыбы	
		1	2	1	2	1	2	1	2
Суборганизменный (физиологический)	Толерантность	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
	Компенсация			↓				↓	
	Повреждения			↓					
Организменный	Толерантность			↓					
	Компенсация			↓					
	Повреждения			↓					
Популяционный	Толерантность								
	Компенсация								
	Повреждения	Порог минимума реакций (до 1 % от нормы)							
Биоценологический (сообщества)	Толерантность								
	Компенсация								
	Повреждения	Порог нарушения стационарного состояния							
Экосистемный	Толерантность								
	Компенсация								
	Повреждения	Порог постепенной деструкции (>50 % от нормы)							

Примечание: 1 — аварийный выброс, 2 — медленные утечки (параметры даны в табл. 5.4).

- фаза повреждений (при достаточно длительных воздействиях) — адаптивные возможности на данном уровне исчерпаны и компенсация последствий возможна только на более высоких уровнях.

Отметим, что экологические нарушения при аварийных инцидентах (например, в случае разрыва трубопровода) относятся чаще всего к группе *острых стрессов*, для которых характерно внезапное начало, быстрый подъем интенсивности и относительно короткое время воздействия в пределах фазы толерантности и компенсации. Применительно к сценариям в табл. 5.4 следует принять, что в таких случаях речь может идти о ситуациях *острого локального стресса*, поскольку вредное воздействие повышенных концентраций природного газа будет длиться не более нескольких суток (недель) при локализации на акватории в пределах нескольких десятков (сотен) метров. Реакции морской биоты на такое воздействие не должны выходить за пределы организменного уровня.

Более подробно методология оценок антропогенного воздействия на морскую среду и биоту будет рассмотрена в т. 2 (гл. 1), где предложены соответствующие критерии и пространственно-временная шкала для ранжирования возникающих при этом эффектов. Опираясь на такую методологию, прогнозируемые воздей-

вия и их экологические последствия для рассмотренных гипотетических ситуаций можно оценить как **слабые, обратимые, локальные и кратковременные (временные)**. Повторим еще раз, что речь идет о ситуациях острого локального стресса, при котором заметные нарушения на уровне популяций практически невозможны.

Сценарии аварий на дне Черного моря. Среди огромного числа возможных аварийных сценариев особый интерес представляют гипотетические варианты повреждения морских газопроводов на больших глубинах. Это относится, в частности, к морскому участку действующего газопровода «Голубой поток» с глубиной залегания в восточной части Черного моря до 2150 м. Наибольшую потенциальную опасность представляют разрывы газопровода, когда образуется мощная газовая струя, поведение которой весьма изменчиво в зависимости от многих факторов и обстоятельств. Аварии на больших глубинах в Черном море могут сопровождаться выносом на поверхность не только метана, но и водных масс, содержащих сероводород.

С эколого-токсикологических позиций нас интересуют прежде всего размеры пятен загрязнения поверхностных вод, время их существования и уровни содержания метана и сероводорода в поверхностном (биопродуктивном) слое. Эти показатели отражены в табл. 5.6 по результатам математического моделирования, приведенным в проектных материалах для трех наиболее опасных (пессимистических) сценариев полного разрыва газопровода на разных глубинах.

Как следует из результатов моделирования событий в рамках трех гипотетических сценариев, фактическая картина поведения выброшенного из трубопровода газа (перенос, разбавление, диффузия, выброс в атмосферу и т. д.) отличается чрезвычайной динамичностью и многофакторностью. С уменьшением глубины газового выброса концентрация метана в поверхностном слое моря будет возрастать, тогда как размер пятна метанового загрязнения должен снижаться. Уровни этого загрязнения и его пространственно-временные масштабы соизмеримы с теми, что были отмечены для рассмотренных выше сценариев (см. табл. 5.4). Следовательно, сделанные для этих сценариев выводы и оценки экологических последствий от выходов метана на поверхность моря можно распространить и на черноморские сценарии.

Таблица 5.6

Прогнозируемые максимальные значения параметров загрязнения поверхностного слоя морской воды при трех вариантах возможных аварий на газопроводе «Голубой поток» в Черном море

Место полного разрыва на трассе трубопровода	Радиус пятен загрязнения, м	Диапазон возможных концентраций	Время существования зон загрязнения
Сценарий 1: 10 км от берега, глубина моря 150 м	10–50 м	Отсутствие H ₂ S до 10 мг/л CH ₄	Несколько часов, дрейф по течению до 3 км
Сценарий 2: 20 км от берега, глубина моря 930 м	200 м	До 5 мг/л H ₂ S до 20 мг/л CH ₄	То же
Сценарий 3: 100 км от берега, глубина моря 2150 м	300 м	До 8 мг/л H ₂ S до 1 мг/л CH ₄	То же

Что касается выноса в поверхностные воды сероводорода, то он возможен лишь при авариях на глубинах более 150 м, и его объемы должны нарастать по мере увеличения глубины, на которой происходит разрыв трубопровода. Токсические свойства сероводорода в отношении морской биоты остаются до сих пор слабо исследованными. Тем не менее известные данные по токсичности этого газа для пресноводных организмов [Лукьяненко, 1983] и анализ многолетних данных о вертикальном распределении биоты зависимости от содержания сероводорода в Черном море [Сорокин, 1982; Кукса, 1994] позволяют составить ориентировочную шкалу возможных эффектов при разных уровнях содержания сероводорода в морской воде. Такая шкала показана на рис. 5.6, где нанесен также диапазон прогнозируемых концентраций, которые следует ожидать в поверхностных водах при развитии событий по сценариям 2 и 3 в табл. 5.6. Легко видеть, что, как и в случае с метаном, в зоне воздействия на поверхности моря будут наблюдаться все возможные проявления токсичности сероводорода — от первичных обратимых реакций (поведенческих, физиологических и др.) до летальных эффектов. Учитывая кратковременность воздействия, надо полагать, что и в данном случае события также будут развиваться по сценарию острого локального стресса. Поэтому все сделанные выше выводы относительно последствий таких событий при выносе на поверхность моря метана в равной мере относятся и к ситуациям проникновения в поверхностный слой глубинных вод с повышенным содержанием сероводорода.

Существование в Черном море на глубинах более 150–200 м анаэробной сероводородной зоны, которая охватывает 90 % водной массы моря и где жизнь возможна только в форме специфической бактериальной микрофлоры, давно привлекает внимание экологов и океанографов. Иногда высказываются опасения по поводу возможности катастрофических последствий за счет разрушения верхней



Рис. 5.6. Основные реакции и отклики в морской биоте в зависимости от содержания сероводорода в морской воде

границы этой зоны и массового выхода ядовитых сероводородных вод на поверхность Черного моря в результате разрыва подводных газопроводов. Как показано выше, подобные опасения не имеют достаточных оснований, поскольку такого рода процессы ограничены локальным масштабом.

Выводы

1. Основной источник поступления природного газа в морскую среду связан с выходами горючих газов (в основном метана) в виде холодных сипов на дне морей и океанов в местах разгрузки нефтегазоносных пластов при малых глубинах их залегания. Кроме того метан продуцируется в морской среде за счет микробиологического распада органического вещества в толще донных отложений и при разложении газогидратов на морском дне.

2. В местах устойчивых струйных выделений природного газа на дне формируются уникальные сообщества донной биоты, единственной трофической основой которых служат хемосинтезирующие бактерии, адаптированные к высоким концентрациям метана. Аналогичные процессы происходят также при выделении метана в условиях грязевого вулканизма на дне морей и океанов.

3. Уровни содержания метана в поверхностных морских водах нарастают по мере перехода от открытых пелагических областей к шельфовым и прибрежным водам, внутренним морям, а также к заливам, устьям и эстуариям рек и, наконец, к водоемам и водотокам суши. Эта тенденция складывается как под влиянием природных источников метана, так и в результате антропогенного загрязнения морей.

4. Фактические данные по экотоксикологии метана в водной среде весьма ограничены. Из имеющихся материалов следует вывод о том, что метан относится к группе токсикантов наркотического действия. Острая токсичность для водной биоты (при воздействии в течение нескольких суток) начинает проявляться при уровне содержания метана порядка 1 мг/л и выше. Ниже этого порога в диапазоне концентраций от 1 до 0,1 мг/л находится область пороговых (сублетальных) эффектов. Ориентировочные уровни биологически допустимого (безопасного) содержания метана в морской воде лежат в пределах 0,01–0,1 мг/л.

5. Наиболее опасные в экологическом плане аварийные ситуации, сопряженные с гибелью рыб и других организмов, относятся к неконтролируемым длительным выбросам газа при авариях на буровых установках (особенно на малых глубинах). Эколого-токсикологические последствия аварий на подводных газопроводах будут проявляться в форме острого стресса, при котором заметные нарушения на уровне популяций маловероятны.

ЛИТЕРАТУРА

Аргучинцев В.К., Аргучинцева А.В. Численное моделирование гидрологических характеристик и процессов распространения газовых примесей в водной среде // Докл. РАН.— 1999 — Т. 370, №6.— С. 803–806.

- Алексеев М.Н., Друщиц В.А. Полезные ископаемые шельфов России // Природа.— 2000.— № 11.— С. 3–11.
- Анфилатова Э.А. Аналитический обзор современных зарубежных данных по проблеме распространения газогидратов в акваториях мира // Нефтегазовая геология. Теория и практика.— 2008.— № 3.
- Бажин Н.М. Метан в атмосфере // Соросовский Образовательный Журнал.— 2000.— Т. 6.— № 3.— С. 52–58.
- Борисов В.М., Осетрова Н.В., Пономаренко В.П., Семенов В.Н., Сочнев О.Я. Влияние разработки морских месторождений нефти и газа на биоресурсы Баренцева моря.— М.: Экономика и информатика, 2001.— 272 с.
- Воробьев Ю.Л., Акимов В.А., Соколов Ю.И. Предупреждение и ликвидация аварийных разливов нефти и нефтепродуктов.— М.: Ин-октаво, 2005.— 368 с.
- Гальченко В.Ф. Бактериальный цикл метана в морских экосистемах // Природа.— 1995.— № 6.— С. 35–48.
- Горбачева Е.А., Лантева А.М. Оценка токсичности метанола и природного газа для гидробионтов Баренцева моря // Проблемы рыбного хозяйства на внутренних водоемах.— СПб: ГосНИОРХ, 1999.— С. 204–205.
- Гриценко А.И., Аكوпова Г.С., Максимов В.М. Экология. Нефть и газ.— М.: Наука, 1997.— 538 с.
- Дядин Ю.А., Гуцев А.Л. Газовые гидраты // Соросовский Образовательный Журнал.— 1998.— № 3.— С. 55–64.
- Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Гулин С.Б., Артемов Ю.Г., Стокозов Н.А., Костова С.К. Современные представления о средообразующей и экологической роли струйных метановых газовыделений со дна Черного моря // Морской экологический журнал.— 2003.— Т. 2, №3.— С. 5–25.
- Заварзин Г.А. Мировой цикл метана в холодных условиях // Природа.— 1995 — № 6.— С. 3–14.
- Кошелева В.В., Новиков М.А., Мигаловский И.П., Лантева А.М., Горбачева Е.А. Реакция гидробионтов на загрязнение окружающей среды в процессе освоения нефтегазовых месторождений Арктики // Охрана водных биоресурсов в условиях интенсивного освоения нефтегазовых месторождений на шельфе и внутренних водных объектах РФ: Мат. междунар. семинара.— М.: Госкомрыболовство, 2000.— С. 80–87.
- Кукса В.И. Южные моря в условиях антропогенного стресса.— СПб.: Гидрометеиздат, 1994.— 318 с.
- Леин А.Ю., Иванов М.В. Крупнейший на Земле метановый водоем // Природа.— 2005.— № 2.— С. 19–26.
- Леин А.Ю., Иванов М.В. Биогеохимический цикл метана в океане.— М.: Наука, 2009.— 576 с.
- Лукьяненко В.И. Общая ихтиотоксикология.— М.: Пищепромиздат, 1984.— 320 с.
- Максимов А.М., Якушев В.С., Чувилин Е.М. Оценка возможности выбросов газа при разложении газовых гидратов в пласте // Докл. РАН.— 1997.— Т. 352, №4.— С. 532–534.
- Матишов Г.Г., Никитин Б.А. (ред.). Научно-методические подходы к оценке воздействия нефтегазодобычи на экосистемы морей Арктики (на примере Штокмановского месторождения).— Апатиты, 1997.— 391 с.
- Матишов Г.Г., Шпарковский И.А., Муравейко В.М. Оценка токсичности нефтяных углеводородов и технологических веществ, используемых при поисково-оценочных работах на шельфе Арктических морей // Гидробиологический журнал.— 2002.— Т. 38, №4.— С. 79–88.
- Мишукова Г.И., Обжиров А.И., Мишуков В.Ф. Метан в пресных и морских водах и его потоки на границе вода-атмосфера в Дальневосточном регионе.— Владивосток: Дальнаука, 2007.— 159 с.
- Мишукова Г.И., Пестрикова Н.Л., Мишуков В.Ф., Яновская О.С. Распределение метана и расчет его потоков на границе вода-атмосфера на акватории северо-западной части Японского моря в теплый сезон // Подводные исследования и робототехника.— 2011.— № 1.— С. 86–74.
- Мониторинг метана в Охотском море.— Владивосток: Дальнаука, 2002.— 95 с.
- Николаев Г. Будет ли переворот в энергетике? // Наука и жизнь.— 2000.— № 9.— С. 2–5.
- Новоселов С.Ю., Бондаренко И.В., Кузьмин А.Ю. Экологические проблемы освоения нефтегазовых месторождений на шельфах Баренцева и Карского морей // Материалы отчетной сессии по итогам НИР ПИНРО в 1991 г.— Мурманск: ПИНРО, 1992.— С. 237–248.
- Обжиров А.И., Астахова Н.В., Липкина М.И. Газохимическое районирование и минеральные ассоциации дна Охотского моря.— Владивосток: Дальнаука, 1999.— 184 с.

- Пазовский В.М. Перспективы развития мировых танкерных перевозок и обеспечение их безопасности // Материалы конференции «Безопасность судоходства в Дальневосточном бассейне (Владивосток, 24–25 октября 2007 г.) — Владивосток: МГУ им. адмирала Г.И. Невельского, 2007.
- Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана.— М.: Пищепромиздат, 1979.— 305 с.
- Патин С.А. Эколого-токсикологическая характеристика природного газа как экологического фактора водной среды.— М.: ВНИРО, 1993.— 40 с.
- Патин С.А. Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа.— М.: Изд-во ВНИРО, 1997.— 350 с.
- Патин С.А. Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы.— М.: Изд-во ВНИРО, 2008.— 508 с.
- Проект «Сахалин 1». Стадия 1. Обустройство и добыча. Технико-экономическое обоснование (ТЭО) строительства.— М., Эксон Нефтегаз.— 2004.
- Ратнер С.В. Изучение грязевого вулканизма в Черном море для обеспечения безопасности навигации и нефтегазовой инфраструктуры // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе.— 2007.— № 10.— С. 6–10
- Романкевич Е.А., Ветров А.А. Цикл углерода в арктических морях России.— М.: Наука, 2001.— 301 с.
- Соколов В.А., Виноградов Г.А. Влияние бытового газа на поведенческие реакции молоди рыб // Тезисы докладов 2-й Всесоюзной конференции по рыбохозяйственной токсикологии.— СПб, 1991.— С. 183–184.
- Саломатин А.С., Юсупов В.И. Акустические исследования газовых «факелов» Охотского моря // Океанология.— 2011.— Т. 31, №5.— С. 911–919.
- Сорокин Ю.И. Черное море.— М.: Изд-во Наука.— 1982.— 215 с.
- Сывороткин В.Л. Глубинная дегазация Земли и глобальные катастрофы.— М.: ООО «Геоинформцентр», 2002.— 250 с.
- Федоров Ю.А., Тамбиева Н.С., Гарькуша Д.Н., Хорошевская В.О. Метан в водных экосистемах.— Ростов-на-Дону: Изд-во КОПИЦЕНТР, 2005.— 326 с.
- AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). AMAP Assessment 2002: The influence of global change on contaminant pathways to, within, and from the Arctic.— Oslo: AMAP, 2004.— 65 p.
- Artemov Y. Geological and morphological setting of 2778 methane seeps in the Dnepr paleo-delta, north-western Black Sea // Marine Geology.— 2006.— Vol. 227.— P. 177–190.
- Ger A., Gonzales M., Mayberry E., Shamszadeh F. Marine hydrocarbon seep capture: feasibility and potential impacts Santa Barbara, California.— University of California: Santa Barbara, 2002.— 119 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). Estimates of oil entering the marine environment from sea-based activities // GESAMP Reports and Studies — 2007.— No. 75.— 96 p.
- Jones H. Creatures of the seeps discovered.— Wellington, New Zealand: National Institute of Water and Atmospheric Research, 2006.
- Leifer I., Judd A.G. Oceanic methane layers: the hydrocarbon seep bubble deposition hypothesis // Terra Nova.— 2002.— Vol. 14, No.6.— P. 417–424.
- Moor B., Hamilton T. Shallow gas hazard — the HSE perspective // Petroleum Review.— 1993.— Vol. 47, No.560.— P. 403–407.
- NAS (National Academy of Sciences). Oil in the sea III: Inputs, fates, and effects. National Research Council.— Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003.— 265 p.
- Natural oil seeps and oil spills.— County of Santa Barbara: Energy Division, 2002.— 28 p.
- Patin S.A. Pollution and biological resources of the oceans.— London: Butterworth Scientific, 1982.— 290 p.
- Patin S.A. Environmental impact of the offshore oil and gas industry.— New York: EcoMonitor Publ., 1999.— 435 p.
- Shindell D.T., Faluvegi G., Koch D.M., Schmidt G.A., Unger N., Bauer S.E. Improved attribution of climate forcing to emissions // Science.— 2009.— Vol. 326, No.5953.— P.716–720.
- Whelan J.K. When seafloor meets ocean, the chemistry is amazing // Oceanus Magazine.— 2004.— Vol. 42, No. 2.— P. 66–71.
- WWF (World Wildlife Fund). Petroleum-free zones in the Norwegian Sea.— WWF Norway, 2009.— 19 p.

Взвесь как экологический фактор и индикатор воздействия на морскую среду

6.1. ОБЩИЕ И ВВОДНЫЕ СООБРАЖЕНИЯ

Как ни странно, экологические нарушения при многих видах работ на шельфе, которые приводят к возникновению зон мутности и повышению содержания взвешенного вещества в районах освоения нефтегазовых месторождений, до сих пор остаются слабо изученными. Во всяком случае, они привлекают к себе гораздо меньше внимания, чем, например, последствия нефтяных разливов или сброса в море отходов буровых работ. Между тем, довольно часто на многих этапах морской нефтегазодобывающей деятельности неизбежно возникают ситуации, когда в толще воды (особенно в придонных слоях) появляются обширные пятна и шлейфы взвеси, состоящей из осадочного материала и взвешенных фракций извлеченного со дна грунта.

Установка и демонтаж стационарных платформ, прокладка подводных трубопроводов и кабелей, строительство и обустройство береговых терминалов, бурение верхних горизонтов скважин по открытому циклу — вот далеко не полный перечень работ и операций, при которых происходит перераспределение (изъятие, перемещение, сброс) донного грунта в море и, как следствие, повышение уровней содержания взвеси в воде. Объемы и масштабы подобных работ, как показано в гл. 2, достаточно внушительны. Например, укладка на морском дне 1 км трубопровода сопровождается взмучиванием в придонном слое воды около 5000 м³ грунтов и приводит к экологическим нарушениям на участке дна площадью до 3000 м² [Cranswick, 2001]. Известно, что протяженность морских трубопроводов во многих регионах исчисляется десятками тысяч километров, а всего на дне морей и океанов их уложено более 150 тыс. км. Эти и многие другие факты такого рода позволяют рассматривать появление облаков взвеси и шлейфов мутности при гидотехнических работах в море как один из главных факторов негативного воздействия морского нефтегазового комплекса на морскую среду.

Следует напомнить, что экологические последствия от сброса в море отходов буровых и промысловых работ (буровые растворы, шламы, пластовые воды) также определяются в значительной мере присутствием в них твердой (взвешенной) фазы. Во всяком случае, как следует из материалов гл. 3, слаботорксичные буровые растворы на водной основе весьма близки по своим вредным свойствам к суспензии тонкодисперсной природной взвеси. Это относится также и к сбрасываемым в море пластовым водам, в составе которых обычно присутствует взвешенный материал.

Естественно, оценка последствий такого рода процессов должна выполняться с учетом существования в море *природного фона* взвешенных веществ различного состава и происхождения. На мой взгляд, экологические нарушения в толще воды и на дне в процессе разработки нефтегазовых месторождений на шельфе, как и при некоторых других видах морской деятельности (дноуглубительные работы, добыча песка и гравия и др.), следует трактовать в контексте более широкой и фундаментальной проблемы изучения взвешенного вещества как одного из *ключевых экологических факторов в море*. Это относится прежде всего к прибрежным водам и шельфовой зоне, поскольку именно здесь протекают наиболее интенсивные процессы перераспределения осадочного материала между дном и толщиной воды. Именно здесь особенно высока пространственно-временная изменчивость состава и содержания взвеси, условий ее формирования, седиментации и фракционирования. Именно здесь особенно велика роль взвеси как фактора, определяющего самоочищение прибрежной зоны, условия существования биотических сообществ в толще воды и на дне (особенно организмов-фильтраторов) и ход многих других процессов, от которых зависит сбалансированность прибрежных экосистем. Здесь же, как известно, сосредоточены все основные виды хозяйственной деятельности (включая добычу нефти и газа) и сопутствующие им вредные воздействия на морскую среду и биоресурсы.

Большинство основополагающих и относящихся к нашей теме работ выполнено в русле геолого-геохимических исследований взвеси в океане [Emery, 1970; Swift et al., 1972; Gibbs, 1974; Stanley, Swift, 1975; Богданов, Лисицын, 1979; Лисицын, 1988; Витюк, 1983; Schubel, Carter, 1984; Айбулатов, Артюхин, 1993]. Что касается влияния взвешенного вещества (особенно минеральной взвеси) на морскую биоту, то эти вопросы изучены заметно слабее. Обычно они затрагиваются при изучении экологии бентоса [Kennedy, 1984; Warwick, 1984; Нейман, 1985; Hall, 1994], оценке последствий гидротехнических и некоторых других работ на шельфе [Кудерский, Лаврентьева, 1996; Leschine, 1988; GESAMP, 1994; ICES, 1998; Wilber, Clarke, 2001; Birklund, Wijsman, 2005; Айбулатов, 2005; Stewart, Levy, 2009; Шавыкин и др., 2011], а также при контроле качества среды в прибрежной аквакультуре [Davis, 1960; Palmer, Williams, 1980; Urban, Langdon, 1984]. Известны также, хотя и немногочисленные, экспериментальные работы по оценке воздействия на морские организмы отходов горнодобывающих производств, поступающих в прибрежные воды в виде водных суспензий обломочного материала и глинистых минералов [Paffenhofer, 1972; Mitchell et al., 1985].

Экологически обоснованные ответы на вопрос о последствиях возникновения в море избыточных (по сравнению с природным фоном) количеств взвеси

при разработке нефтегазовых месторождений (как и при некоторых других видах деятельности на шельфе) возможны, если удастся решить две основные задачи. Первая из них предполагает выделение из всего широкого спектра природной изменчивости содержания взвешенных веществ в море тех пороговых уровней, которые ограничивают:

- *зону толерантности*, в пределах которой содержание взвеси оптимально для гидробионтов и отсутствуют (по условиям данного фактора) какие-либо неблагоприятные (стрессовые, поражающие) воздействия на массовые виды планктона и эпифауны бентоса;
- *зону фоновых стрессов*, где возможны первичные (физиологические, поведенческие и др.) обратимые проявления вредных воздействий на границе нормы природных колебаний;
- *зону поражающих эффектов*, в пределах которой неизбежны летальные исходы для организмов наиболее уязвимых видов, а также необратимые нарушения структуры и функций доминирующих популяций и сообществ.

Вторая задача в контексте данной темы включает поиски верхних границ зоны толерантности. Речь идет о выделении максимальных уровней содержания взвеси в воде, которые не приводят к вредным (стрессовым) эффектам в морской биоте и которые можно принять в качестве экологически допустимых в тех или иных ситуациях. Эти же уровни можно использовать для обоснования критериев качества морской среды по условиям содержания взвеси. В свою очередь такие критерии могут служить основой для экологического контроля и регулирования тех видов деятельности на шельфе, которые приводят к нарушению природного фона взвешенного вещества в море. Ясно, что это в полной мере относится к разработке морских нефтегазовых месторождений.

Методология решения этих двух взаимно сопряженных задач несомненно должна быть комплексной, поскольку речь идет о вариациях природного фона экологического фактора (морской взвеси) и антропогенных нарушениях этого фона. В подобных случаях, как показано ранее на примере тяжелых металлов [Патин, 1979; Patin, 1982], поставленные задачи следует решать в рамках двух дополняющих друг друга подходов — биогеохимического и эколого-токсикологического. Иначе говоря, нам предстоит интегрировать как материалы полевых исследований о составе, распределении и миграции природной взвеси в различных морских экологических зонах, так и результаты экспериментальных (токсикологических) работ по оценке влияния взвешенного материала на организмы разных экологических и таксономических групп. Именно к этому мы сейчас и приступим.

6.2. ПРИРОДНЫЙ ФОН ВЗВЕСИ В МОРЯХ И ОКЕАНАХ

Взвешенное в морской воде вещество достаточно давно находится в фокусе океанологических исследований. Массивы накопленных в этой области материалов весьма внушительны. Например, уже к середине 1970-х гг. в бывшем СССР были собраны и обработаны более 20 тыс. проб морской взвеси во всех основных

регионах Мирового океана [Лисицын, 1974]. Подчеркнем еще раз, что эти материалы и результаты их обобщения получены в основном усилиями морских геохимиков и геологов, для которых взвесь в водной толще — это прежде всего первичный осадочный материал, из которого затем формируются донные отложения.

Попытаемся кратко суммировать имеющуюся информацию об источниках, составе, свойствах и поведении природной взвеси в море с тем, чтобы выделить характерные уровни (диапазоны) содержания взвешенного вещества для основных экологических и биогеохимических зон в Мировом океане. К ним будем относить:

- *открытые воды* (глубины более 200 м), где доминирует биогенная взвесь, а влияние терригенного стока практически отсутствует;
- *шельфовая зона* (глубины от 10 до 200 м), где по мере движения к берегам нарастает влияние терригенного стока и вклада минеральной взвеси;
- *мелководная прибрежная зона* (глубины менее 10 м) с сильным влиянием терригенного (особенно речного) стока и преобладанием минеральной взвеси.

В рамках этой классификации следует учитывать также существование *береговой зоны* (морское побережье), которая входит в мелководную прибрежную зону и представляет собой пограничную полосу между сушей и морем, расположенную по обе стороны от береговой линии и подверженную прямому воздействию штормовой, прибойной и приливной активности моря [Рыбалко, 2005].

Такого рода классификация совершенно необходима, поскольку условия осадкообразования, состав и содержание взвеси в пределах каждой из указанных зон в силу ряда причин (прежде всего за счет влияния терригенного стока и биопродуцирования в толще воды) отличаются радикально. Ясно, что без знания этих особенностей трудно судить о последствиях возникновения облаков и шлейфов взвеси в толще воды в результате тех или иных работ в море и на берегу, в т. ч. при разработке морских нефтегазовых месторождений.

6.2.1. Источники, состав и формы нахождения в море

Источники поступления. Приведенные в табл. 6.1 сводные данные показывают, что основные потоки взвеси в океане формируются за счет двух доминирующих источников, включая:

- вынос терригенного материала (речной сток, размыв и абразия берегов), который приурочен в основном к периферическим (континентальным) областям океана и обеспечивает около 20 % в общем балансе взвеси в морской среде;
- продуцирование планктонных организмов, формирующих до 80 % всего осадочного материала, распределенного преимущественно в пелагиали.

Не углубляясь далее в эту специальную тему, отметим лишь, что антропогенный вклад в содержание взвеси в прибрежной зоне складывается в результате самых разных видов деятельности и сопутствующих им экологических нарушений как на суше, так и в море. К ним относятся: процессы эрозии почв и их выноса в водосборные бассейны, драгирование дна при добыче песка и гравия, дноуглу-

Таблица 6.1

Источники формирования и объемы поступления взвеси в Мировой океан
[Лисицын, 1974; 1991; Витюк, 1983; GESAMP, 1990; 1994]

Источники и элементы баланса взвеси	Потоки взвеси, млрд т/год
ЗА ПРЕДЕЛАМИ ОКЕАНА	
Суммарный терригенный сток	22,6 (около 20 % от общего потока)
Взвешенный сток рек	5–0
Эоловый материал	1,6–4,5
Ледовый сток	0,5–1,5
Космогенный материал	0,01–0,08
Поставки птицами	0,008
Антропогенные поставки	Не установлено
В ПРЕДЕЛАХ ОКЕАНА	
Продукция планктона	100–110 (около 80 % от общего потока)
Вулканизм	2–3
Абразия берегов и дна	0,5
Взмучивание донных осадков	Не установлено
Переход из раствора	Не установлено
Антропогенные поставки	>0,2

бительные работы в портах и при прокладке фарватеров, дампинг (сброс) грунтов в море, удаление отходов при разработке полезных ископаемых и ряд других видов деятельности, включая добычу и транспортировку углеводородов на шельфе. Суммарный вклад и относительные доли этих антропогенных поставок взвеси в море до сих пор остаются весьма неопределенными, хотя попытки таких оценок неоднократно предпринимались [Витюк, 1983; Израэль, Цыбань, 1989; GESAMP, 1994]. Скорее всего, наиболее значим сейчас относительный вклад в загрязнение моря взвешенным материалом за счет двух видов деятельности, включая:

- сброс (дампинг) морских грунтов, объемы удаления которых в море составляют по разным оценкам от 200 до 300 млн т/год, что и послужило причиной принятия в 1972 г. Лондонской конвенции по дампингу;
- добычу песка и гравия, объемы извлечения которых с морского дна продолжают нарастать и достигают в разных регионах от 1 до 100 млн т в год [Birklund, Wijsman, 2005].

Как видно из приведенных в табл. 6.1 глобальных природных потоков взвеси, ее антропогенный привнос пока невелик. Надо учесть однако, что он создает очаги сильного локального воздействия и поступает в прибрежную зону, которая давно находится под прессом загрязнения и всех других проявлений хозяйственной деятельности в море и на побережье.

Состав и формы нахождения в морской воде. Прежде чем приступать к анализу фактических материалов о содержании и распределении взвеси в море, имеет

смысл напомнить об условности самого понятия «взвешенное вещество», равно как и понятий «растворенная», «коллоидная» и «нерастворенная» фракции в морской воде. В принципе, четких границ между этими фазами и фракциями не существует. Обычно принято считать, что:

- вещество находится в истинном растворе при дисперсности частиц менее 10^{-3} мкм;
- коллоиды и псевдоколлоиды имеют размеры частиц в пределах 10^{-3} – 10^{-1} мкм;
- «мертвая взвесь» (терригенные и гидрогенные минеральные частицы, органический детрит) включает частицы размером более 10^{-1} мкм;
- живые организмы (бактерии, фито- и зоопланктон) входят в размерную группу более 10^{-2} мкм.

В связи с трудностью разграничения состояния вещества между истинным раствором, коллоидами и взвесью в мировой океанологической практике принято выделять две основные фракции в морской воде: условно растворенную (включающую коллоиды) и взвешенную (минеральная взвесь, детрит, живые организмы). В качестве границы между этими фракциями принята величина 0,45 мкм, которая соответствует размеру пор мембранных фильтров, наиболее часто используемых для фильтрации проб морской воды. Иначе говоря, весь материал, улавливаемый фильтрами с размером пор 0,45 мкм, относится к *взвешенному веществу (взвесь)*, а получаемый при этом фильтрат содержит вещества в *условно растворенной* форме. Общее представление о формах нахождения

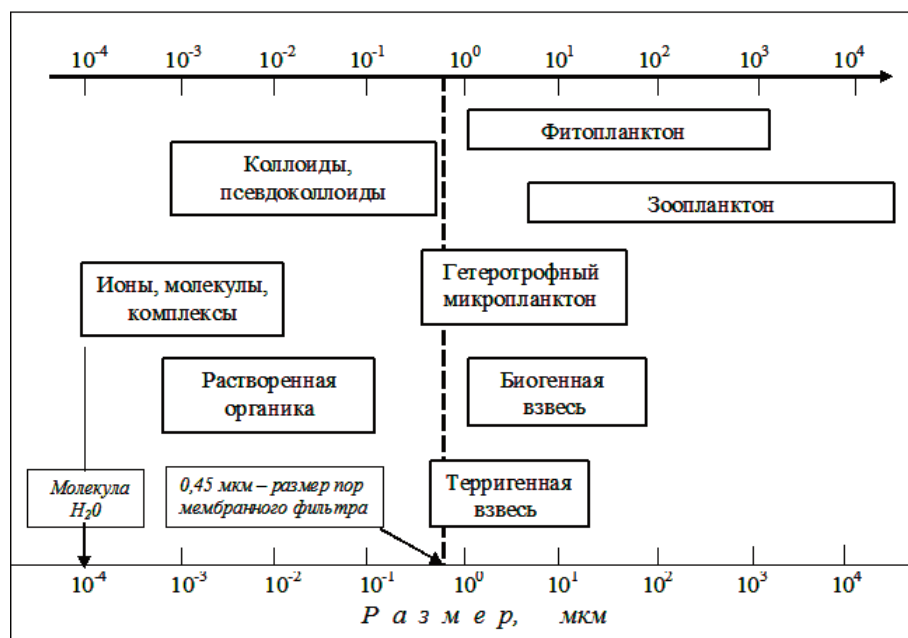


Рис. 6.1. Формы нахождения и спектр дисперсности взвешенных веществ в море

и дисперсности веществ в морской среде можно получить по схеме на рис. 6.1 и данным табл. 6.2.

Природная морская взвесь обычно состоит из частиц с размерами в пределах 1–100 мкм. Для шельфовых вод характерно преобладание мелкой пелитовой взвеси глинистых частиц размерностью до 10 мкм. По мере приближения к берегу нарастает вклад алевритовой (обломочной) фракции, представленной минеральными частицами осадочных пород размерами более 10 мкм. Биогенная компонента в прибрежных и шельфовых водах обычно не превышает 10–20 % от общего содержания взвеси (5–10 % по органическому углероду), тогда как в пелагиали эта доля может достигать 80–100 %.

Таблица 6.2
Размер частиц взвеси и скорость их осаждения в водной среде [ССМЕ, 2002]

Типы и градации осадочного материала	Размер частиц, мкм	Скорость седиментации, мм/с
Песок:		
очень крупный	1000–2000	100–200
крупный	500–1000	53–100
средний	250–500	26–53
мелкий	125–250	11–26
очень мелкий	62–125	3–11
Ил:		
крупный	31–62	1–3
средний	16–31	0,18–0,66
мелкий	8–16	0,044–0,18
очень мелкий	4–8	0,011–0,044
Глина:		
крупный	2–4	<0,011
средний	1–2	
мелкий	0,5–1	
очень мелкий	0,24–0,5	

6.2.2. Содержание и распределение в морской среде

Открытые воды (пелагиаль). Значительные массивы известных фактических данных о содержании и распределении взвеси в морской воде относятся именно к пелагическим зонам Мирового океана. Как следует из многочисленных опубликованных данных [Лисицын, 1974; Витюк, 1983; Лисицын, 1991; Jacobs, Eving, 1969; Gibbs, 1974; Stanley, Swift, 1975], характерные концентрации взвеси в открытых поверхностных водах морей и океанов лежат в пределах 0,01–1,0 мг/л. Ориентировочную среднюю концентрацию можно принять величиной около 0,1 мг/л. По мере приближения к материкам и континентальному шельфу содержание взвеси нарастает за счет усиления вклада берегового стока (вынос реками, абразия берегов). Влияние суши (присутствие терригенных частиц) обычно сказывается на расстоянии до 500 км, а местами до 1500 км от берега [Богданов, Лисицын, 1979]. В районах, где это влияние практически отсутствует, количественные характеристики содержания взвеси в поверхностных водах пелагиали довольно монотонны: различие максимальных и минимальных концентраций обычно не превышает 3–5 раз при средних значениях менее 1 мг/л.

По контрасту с относительной однородностью распределения концентрации взвеси в пелагиали, ее вещественный, гранулометрический и химический состав меняется в достаточно широких пределах. Это зависит от соотношения двух основных фракций взвеси, имеющих соответственно терригенное или биогенное происхождение. Терригенная фракция представляет собой взвешенный в воде обломочный и глинистый материал с химическим составом, характерным для гли-

нистых и других тонкодисперсных минералов, поступающих с суши (окислы алюминия, кремния и др.). Вклад этой фракции в суммарное содержание взвеси в открытом океане обычно не превышает 10–20 %. Биогенная взвесь (органический детрит, скелеты и остатки диатомей и других планктонных форм) вместе с живым планктоном формируют сестон. Именно этот комплекс взвеси доминирует в пелагиали океана и определяет ход регенерации биогенных элементов и многих других процессов, от которых зависят биологическая структура, сбалансированность и продуктивность морских экосистем.

Гранулометрический состав взвеси в поверхностных океанических водах отличается четким преобладанием частиц пелитовой размерности (около 10 мкм), а также наличием двух максимумов распределения частиц по размеру: один — в пределах 0,5–1,0 мкм, другой — в пределах 25–50 мкм [Богданов, Лисицын, 1979]. Первый из этих максимумов относится к терригенной взвеси, дисперсность которой в открытых водах обычно ниже 1 мкм, тогда как второй максимум отражает преобладание частиц биогенного материала, размеры которых превышают 1 мкм и изменяются в пределах нескольких десятков микрон.

Более подробный анализ результатов исследований взвеси в открытых водах выходит за рамки данной работы, поскольку антропогенные нарушения содержания взвеси в море (при добыче нефти и газа) происходят в основном на шельфе и в мелководной прибрежной зоне.

Шельфовая зона. В рамках данной работы будем понимать под шельфовой зоной ту часть прилегающей к суше морской акватории, которая удовлетворяет следующим условиям и критериям:

- зона не включает в себя морское побережье, литоральные и мелководные участки моря (с глубиной до 10 м), а также области смешения речных и морских вод, подверженные интенсивному приливному, прибойному и штормовому воздействию с сильным взмучиванием грунта;
- гидрохимический режим водных масс находится под заметным (но не прямым) воздействием терригенного (в основном речного) стока;
- относительное содержание во взвеси терригенного (минерального) материала превышает 80 % от средних валовых величин.

Выбор этих условий и критериев направлен на то, чтобы избежать экстремально высоких и экстремально низких значений содержания взвеси в воде при подборе и обобщении соответствующих фактических данных. При таком определении шельфовой зоны ее внешняя граница простирается на десятки и сотни километров от берега — обычно до изобат около 200 м в зависимости от конкретных гидрологических и геоморфологических условий на шельфе.

В табл. 6.3 сведены некоторые материалы о содержании взвеси в шельфовой зоне различных регионов Мирового океана. Аналогичные данные для шельфа Сахалина (в районах разработки и разведки углеводородов) представлены в табл. 6.4.

Анализ приведенных данных, а также других материалов и публикаций по данной теме позволяет сделать ряд выводов. Перечислим главные из них.

- Содержание взвеси в водах шельфа меняется в широком диапазоне величин в зависимости от глубины, расстояния от берега, сезона, гидрологии и динамики вод. Наиболее характерные (фоновые) концентрации, состава

Таблица 6.3

**Содержание взвеси в шельфовой зоне различных морских регионов
по данным мембранной фильтрации**

Район исследования	Содержание сухого вещества взвеси, мг/л	Литературный источник
Шельф Мирового океана	1–10 средние уровни (сводные данные)	Лисицын, 1988; Emery, 1970; Swift et al., 1972; Gibbs, 1975; Biggs, 1978
БАССЕЙН АТЛАНТИЧЕСКОГО ОКЕАНА		
Северная Атлантика	0,3–47,0*	Свиренко, 1970
Атлантический шельф США	0,1–15,0*	Manheim et al., 1970
Атлантический шельф США	10–50*	Schubel, 1974
Восточные шельфы США и Канады	0,1–10	Bothner et al., 1981
Шельф Новой Шотландии (Канада)	0,4–9,1	Muschenheim, Milligan, 1996
Шельф Канады	5–20	Stewart, Levy, 2009
Мексиканский залив (шельф США)	1–30*	Trefry et al., 1994
Шельфовые воды Флориды	1–20	McArthur et al., 2002
Южная Атлантика (шельф)	1,0–13,9	Витюк, 1983
Балтийское море	1–32,4*	Пустельников, 1974
Балтийское море (шельф Польши)	0,9–3,9	ICES, 1998
Северное море	1,2–18,7*	Лисицын, 1974
Северное море (южная часть)	1–10	McManus, Prandle, 1996
Северное море (юго-восточный шельф)	0,5–50*	Puls et al., 1997
Юго-западный шельф Англии	1–10	Joint, 1984
Пролив Ла-Манш (шельф Франции)	1–7	Fernandes et al., 1997
Средиземное море (шельф Италии)	1,1–5,6	Baffi et al., 1997
Адриатическое море	0,5–18,1*	Витюк, 1983
Черное море	4–12	Тримонис, Шимкус, 1976
Черное море (северо-восточный шельф)	0,5–14,0	Айбулатов, 1990
БАССЕЙН ТИХОГО ОКЕАНА		
Шельф Калифорнии	1–50*	Manheim, 1970
Японское море	1,0–9,7	Лисицын, 1974
Восточно-Китайское и Желтое моря	1–10	Лисицын, 1974
Северо-восточный шельф Сахалина	2–30*	Ткалин и др., 1999
Шельф Японии	0,7–3,4	Напаока, 1958
Залив Петра Великого	0,7–6,8	Кавун, 1995
Берингово море	0,5–15,0	Лисицын, 1974
БАССЕЙН ИНДИЙСКОГО ОКЕАНА		
Северная часть (шельф)	1,0–7,0	Лисицын, 1974

Район исследования	Содержание сухого вещества взвеси, мг/л	Литературный источник
Красное море	0,6–8,1	Лисицын, 1974
БАСЕЙН СЕВЕРНОГО ЛЕДОВИТОГО ОКЕАНА		
Баренцево море	1–10	Матишов, Никитин, 1997
Белое море	0,5–10	Медведев, Кривоносова, 1968

* Максимальные значения относятся к резкому повышению содержания взвеси за счет терригенного стока, штормов, биопродуцирования и других природных процессов.

вляющие более 90 % результатов известных измерений во всех регионах, группируются в пределах 1–10 мг/л.

- Максимальные отклонения (особенно в придонных водах) от фоновых уровней наблюдаются в периоды сильных штормов, паводков и приливно-отливных явлений. Чаще всего эти отклонения кратковременны, их величины не превышают 50 мг/л, и они относительно быстро (в течение часов и суток) нивелируются до фоновых значений.
- Состав взвеси определяется в основном присутствием терригенного неорганического материала (с преобладанием пелитовой фракции глинистых минералов) при содержании $C_{орг}$ обычно не более 5–10 %.
- В течение года наблюдаются сезонные изменения количества взвеси в поверхностном слое, связанные с цикличностью биопродукционных процессов в планктоне. Весной, в период массового развития фитопланктона общее содержание взвеси заметно возрастает за счет увеличения вклада взвешенной органики.

Следует отметить также высокую изменчивость («пятнистость») распределения взвеси в толще воды. Даже при измерениях в одной точке, как показано в табл. 6.4, коэффициент вариации результатов может изменяться в пределах от 20 до 180 %.

Приустьевые и мелководные зоны. Наиболее сильные, поистине драматические изменения содержания взвеси во времени и пространстве наблюдаются в барьерных зонах смешения морских и речных вод (устья, дельты, эстуарии), а также в относительно изолированных и мелководных морских акваториях (заливы, проливы, бухты, губы, лагуны, лиманы). Происходящие здесь сложные геохимические процессы выноса и распределения осадочного материала описаны во многих публикациях [Айбулатов и др., 1988; Лисицын, 1988; 1991; Emery, 1970; Swift et al., 1972; Gibbs, 1974; Stanley, Swift, 1975; GESAMP, 1994; Айбулатов, 2005]. Не углубляясь в детализацию этих процессов, приведем лишь их общее схематическое отображение (рис. 6.2) и некоторые фактические данные о диапазонах колебаний содержания взвеси в таких районах (табл. 6.5 и рис. 6.3).

Как следует из приведенных материалов, наиболее резкие градиентные изменения содержания взвеси в воде (обычно в пределах 10–1000 мг/л) происходят в зонах смешения речных и морских вод. Эти изменения сильно зависят от

Таблица 6.4

**Обобщенные данные о содержании природной взвеси на шельфе Сахалина
в районах разработки нефтегазовых месторождений в 1985–2000 гг.
(по материалам проектов «Сахалин 1», «Сахалин 2» и «Сахалин 4»)**

Район наблюдений и съемок на полигонах	Время наблюдений	Горизонты отбора проб, м	Содержание взвеси, мг/л
СЕВЕРО-ВОСТОЧНЫЙ ШЕЛЬФ САХАЛИНА			
Аркутун-Даги (20–30 км от берега, глубины 30–40 м)	Август–октябрь	Вся толща воды	2,0–12,0
Аркутун-Даги (25–30 км от берега, глубины 25–30 м)	Июнь–ноябрь	Вся толща воды	2,4–22,7
Аркутун-Даги (28 км от берега, глубина 35 м)	Ноябрь (штормовые условия)	Вся толща воды	40,5–41,5
Аркутун-Даги (25 км от берега, глубина 32 м)	Август	Вся толща воды	7,7–13,7
Аркутун-Даги (25 км от берега, глубина 30 м)	Сентябрь	Поверхностный Промежуточный Придонный	12,3 7,4 2,3
Пильтун-Астохский полигон (8–12 км от берега, глубины 30–35 м)	Июнь–ноябрь	Вся толща воды	1,0–12,0
Пильтун-Астохский полигон (10 км от берега, глубина 30 м)	Сентябрь	Поверхностный Промежуточный Придонный	0,9–1,8 1,4–2,0 2,1–2,2
СЕВЕРНЫЙ ШЕЛЬФ САХАЛИНА			
Сахалинский залив: глубины до 40–50 м	Лето–осень	Вся толща воды	0,8–10,3
	Периоды штормов и паводков		20–30
глубина 15 м	Лето (суточная станция)	Поверхностный	1,1–10,3 (6,3 при V = 89 %)*
		Горизонт 5 м	1,1–5,6 (3,4 при V = 39 %)
		Горизонт 10 м	1,3–2,2 (1,9 при V = 22 %)
		Придонный	1,0–2,7 (1,9 при V = 22 %)
Сахалинский залив (полигон Астрахановское море, глубины 10–20 м)	Лето	Поверхностный	0,8–6,4 (2,4 при V = 89 %)
		Горизонт 5 м	0,6–8,0 (1,2 при V = 180 %)
		Горизонт 10 м	0,4–4,0 (1,4 при V = 83 %)
		Придонный	0,9–3,7 (1,9 при V = 44 %)

* В скобках указаны средние значения и V — коэффициент вариации результатов (отношение стандартного отклонения к среднему значению).

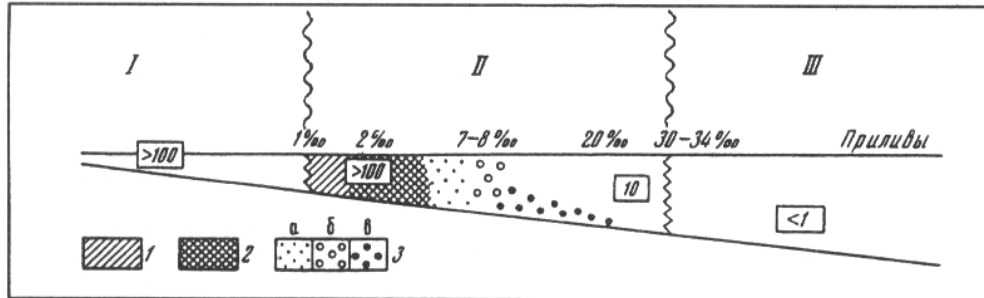


Рис. 6.2. Главные процессы в зоне смешения речных и морских вод на схематическом разрезе через эстуарий [Лисицын, 1988]: I — пресные воды; II — солончатые воды; III — солёные воды. Области концентраций осадочного вещества на барьере река-море («пробки»): 1 — иловая (максимальная концентрация взвеси, значительно превышающая исходную речную); 2 — органо-минеральная (флоккуляция растворенных гуминовых и других органических кислот при контакте с морской водой, соосаждение растворенного железа и др.); 3 — биологическая пробка: вспышка развития фито- и зоопланктона солончатых вод. Главные биологические процессы на барьере (3): а — массовое развитие фитопланктона; б — массовое развитие зоопланктона (фильтраторов); в — массовое развитие бентоса (донных фильтраторов). Типичные концентрации взвешенного вещества в воде на рисунке даны в рамках (в мг/л)

геоморфологии берегов и дна, состава и структуры донных осадков, расстояния от берега и гидрологических условий. Они обычно сопровождаются резкими перепадами гидрохимических параметров, в первую очередь солености, содержания биогенов, кислорода и pH. Подобная картина вполне закономерна, если учесть различия химического состава пресных и морских вод и высокое содержание взвеси в реках перед их впадением в море, которое может превышать 100–1000 мг/л. Напомним также, что устья, дельты и эстуарии рек выполняют роль своеобразных барьерных ловушек, где задерживается более 90 % всего терригенного осадочного материала [Савенко, 1999]. Помимо речного стока, на содержание и распределение взвеси в таких областях сильное влияние могут оказывать приливно-отливные процессы (см. рис. 6.3), а также погодные условия, когда в результате ветрового перемешивания и взмучивания донных осадков резко возрастает вклад так называемой «волновой взвеси» [Айбулатов и др., 2005].

Сказанное выше для барьерных зон «река-море» в значительной мере относится к морскому побережью и мелководным зонам, которые также часто подвержены заметному (хотя и не столь сильному, как в устьевых зонах) воздействию речного стока. Кроме того, осадочный материал в этих районах обычно обогащен минеральной (обломочной) взвесью за счет размыва и абразии берегов. В результате этих процессов содержание взвеси в морских водах с ограниченным водообменном как правило возрастает (примерно на порядок величин) по сравнению с прибрежной зоной открытого шельфа. Кроме того, оно меняется в довольно широких пределах. Судя по приведенным в табл. 6.5 данным, характерные (фоновые) уровни содержания взвеси в таких районах лежат в диапазоне 10–100 мг/л, причем наиболее высокие концентрации обычно тяготеют к придонным водам. Естественно, что под влиянием перечисленных выше факторов и

Таблица 6.5

**Содержание взвеси в мелководной прибрежной зоне
и в районах смешения речных и морских вод (по данным мембранной фильтрации)**

Район исследования	Содержание сухого вещества взвеси, мг/л	Литературный источник
Основные дельты и эстуарии (зоны смешения «река-море»)	<10-1000 средние уровни	Лисицын, 1988; 1991; Emery, 1970
Мелководные районы шельфа	<10-100 средние уровни	То же
Атлантический шельф США (зоны смешения «река-море»)	10-125	Manheim et al., 1970
Заливы в районе о. Лонг-Айленд (восточный шельф США)	10-160	Bricelj et al., 1984
Залив Наррагансетт (восточный шельф США)	1-20	Oviatt, Nixon, 1975
Чесапикский залив (восточный шельф США)	3-50	Schubel, 1974
Прибрежные воды Флориды	20-180	McArthur et al., 2002
Пролив Санта-Барбара (в периоды приливов и паводков)	1-50	Drake et al., 1972
Прибрежные воды Калифорнии	70-100	Mertes et al., 1998
Прибрежные воды Южной Калифорнии (бухты, заливы)	10-330	CSTF, 2003
Залив Фанди (юго-восточный шельф Канады)	1-1500	Muschenheim, Milligan, 1998
Дельты и эстуарии южной части Северного моря	15-25	Hamerlynck et al., 1992
Эстуарная зона на о. Принца Эдварда (Канада)	10-60	Stewart, Levy, 2009
Бристольский залив (шельф Великобритании)	10-100	Joint, 1984
Эстуарий р. Северн (юго-западный шельф Великобритании)	100-1000	То же
Эстуарий Хамбер-Аузе (восточный шельф Англии, в периоды приливов)	<1000-25 000	Uncles et al., 1998
Эстуарии, заливы и бухты юго-восточного шельфа Англии	10-30	McManus, Prandle, 1996
Устья рек Везер и Эльба	20-40	Puls et al., 1997
Приливно-устьевая зона юго-западного шельфа Дании	10-532	Edelvang, 1997
Эстуарий р. Сена	9-312	Fernandes et al., 1997
Залив Ла-Плата	2-47	Лисицын и др., 1975
Шельф в районе дельты р. По	2-64	Nelson, 1970
Шельф Черного моря в районе устьев кавказских рек	110-893	Тримонис, Шимкус, 1976
Севастопольская бухта	10,5-44,0	Витюк, 1983
Азовское море (устьевые зоны)	12-180	Хрусталеv, 1999
Белое море (устьевые зоны и губы)	10-100	Медведев, Кривоносова, 1968

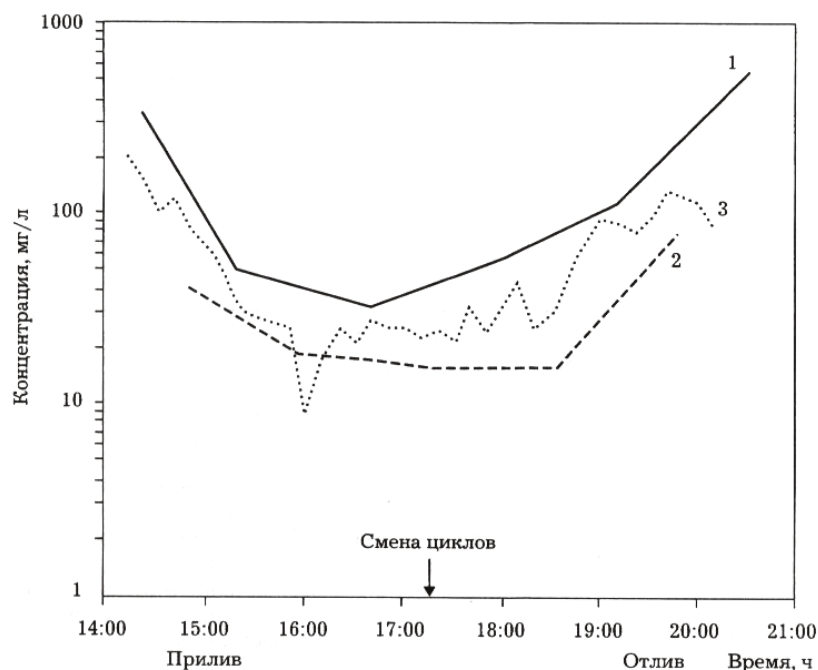


Рис. 6.3. Динамика содержания взвешенного вещества в приливно-отливной зоне Северного моря на шельфе Дании в районе Северо-Фризских островов [Edelvang, 1997]. Отбор проб: 1 — в придонном слое; 2 — автоматическим пробоотборником в толще воды; 3 — в поверхностном слое

в конкретных условиях того или иного региона могут наблюдаться концентрации взвеси, выходящие за пределы средних фоновых диапазонов.

Результаты длительных наблюдений во многих регионах показывают аномально высокие концентрации взвеси в прибрежной зоне (от 1000 до 10000 мг/л) после сильных штормов, ураганов и ливневых дождей [Wilber, Clark, 2001]. Например, один из наиболее масштабных и устойчивых шлейфов взвеси (протяженностью 10 км и шириной 25 м) с концентрацией взвешенных веществ до 100 мг/л наблюдался вдоль побережья Калифорнии после затяжных штормов и ливней [Mertes et al., 1998].

6.3. ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВЗВЕСИ

Строго говоря, использование токсикологических понятий и терминов в данном случае не вполне корректно. Минеральные взвешенные частицы, составляющие до 90 % от общей массы прибрежного сестона, сами по себе инертны и не могут быть причиной интоксикации. Более того, взвесь в морских экосистемах практически всегда содержит органическую компоненту и потому является пищевым

субстратом и объектом жесточайшей трофической конкуренции между обитателями водной толщи и на дне. От исхода этой борьбы прямо зависят распределение и состав донных и пелагических сообществ в море. Вместе с тем, как всякий фактор среды (температура, соленость, кислород и др.), взвешенное вещество при определенных условиях может вызывать вредные (стрессовые) эффекты, вплоть до гибели организмов. Именно эти эффекты, возникающие при резких (природных или антропогенных) повышениях средних (фоновых) уровней минеральной взвеси в море, представляют особый интерес в данном случае. Их анализ следует вести в рамках морской экологической физиологии и токсикологии.

Как показано на рис. 6.4, биологические последствия от избыточных (по сравнению со средним фоном) количеств взвеси в море весьма многообразны и связаны как с прямым воздействием на организмы, так и с изменением их биотопов

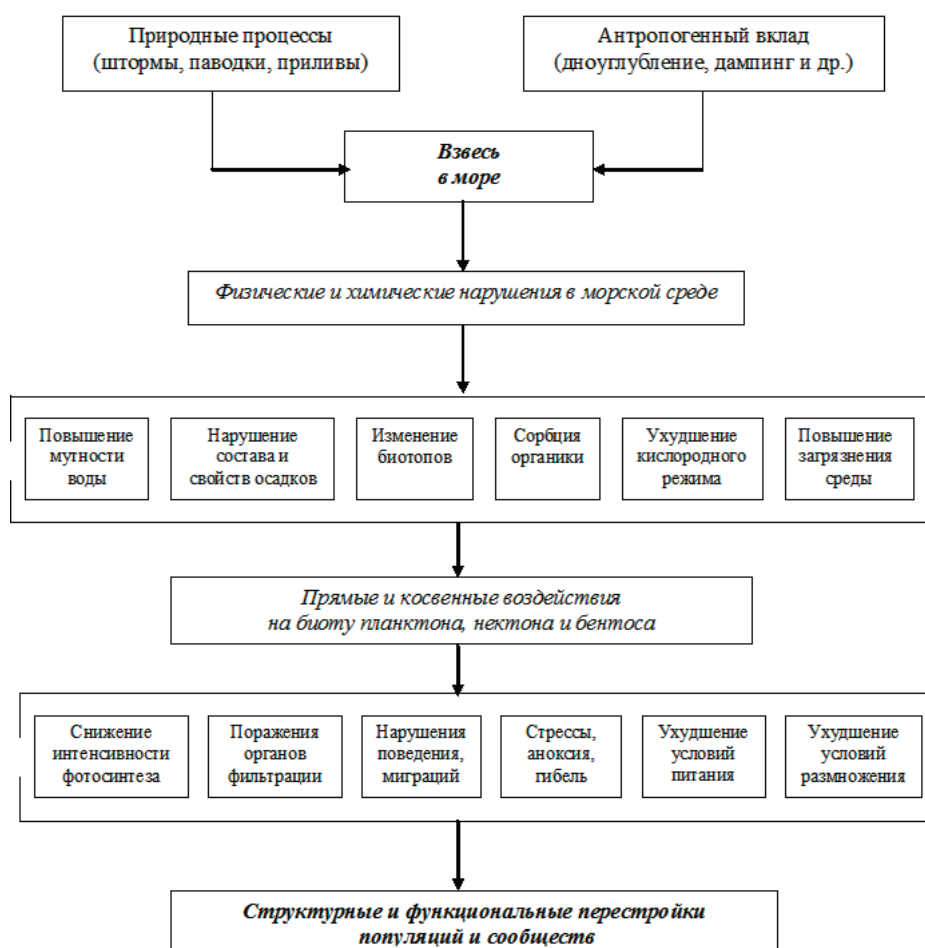


Рис. 6.4. Схема воздействия на морские организмы экстремальных (природных и антропогенных) повышений содержания взвеси в морской среде

(местообитаний). Надо подчеркнуть, что при прочих равных условиях такого рода последствия всегда зависят не только от концентрации взвешенных частиц, но и от **времени** их пребывания в водной толще, которое в свою очередь определяется размером частиц и скоростью их осаждения на дно. К сожалению, это принципиально важное и вполне очевидное обстоятельство часто игнорируется. В некоторых работах время воздействия взвеси на водные организмы вообще не упоминается, что затрудняет интерпретацию таких данных с эколого-токсикологических позиций и приводит к ошибочным выводам относительно биологических последствий в зонах техногенного нарушения баланса взвешенного материала в водной среде.

Как следует из обзорных публикаций [Wilber, Clarke, 2001; CSTF, 2003; Birklund, Wijnsman, 2005; Шавыкин и др., 2011], экстремальные повышения концентрации взвеси за счет природных и техногенных факторов в прибрежной зоне могут быть сопоставимы между собой. В таких ситуациях время существования «облаков» повышенного содержания взвешенных частиц (до 1000 мг/л и более) в мелководных районах обычно колеблется в пределах от нескольких часов до нескольких суток, а протяженность зоны воздействия (шлейфов взвеси) в море составляет десятки, сотни и даже тысячи метров в зависимости от конкретной ситуации. При этом происходит снижение концентрации и фракционирование частиц взвеси в зависимости от их размера за счет быстрого выведения на дно относительно крупных частиц. Что касается тонкодисперсной (пелитовой) фракция взвеси, то она может достаточно долго «парить» в толще воды. Известные результаты полевых наблюдений и расчетных оценок показывают, что пятна пелитовой взвеси с концентрацией до 10 мг/л при гидротехнических работах в море (строительство платформ, укладка трубопроводов, дноуглубление) могут переноситься течениями на расстояния более 10 км от места работ [Матишов и др., 2001; Лебедева, Мицкевич, 2006; Клеванный, Шавыкин, 2008].

В табл. 6.6 сведены результаты лабораторных и полевых исследований о влиянии взвешенных веществ на морские организмы разных экологических и систематических групп. Эти результаты, как легко заметить, чрезвычайно разнородны и изменчивы, что вполне понятно, если учесть различия в методах и условиях выполнения работ, многообразие типов исследованных взвешенных веществ, принадлежность организмов к разным таксономическим группировкам и местообитаниям в море, широкий спектр биологических реакций на изменение факторов среды и т. д. При всей очевидной «разноголосице» приведенных материалов, они все-таки дают определенное представление о том, что такое взвесь в море с эколого-токсикологических и эколого-физиологических позиций. Попробуем суммировать эти представления по каждой из выделенных в табл. 6.6 основных экологических групп морских организмов. Подчеркнем, что речь идет в основном о минеральной взвеси, которая доминирует в прибрежных и шельфовых водах и имеет размерность частиц в пределах 1–100 мкм. Органическая компонента обычно не превышает здесь 10–20 % (5–10 % по органическому углероду).

Первичные продуценты. Несомненно, что главной причиной стрессового воздействия высоких концентраций взвеси на фитопланктон и макрофиты является ухудшение световых условий для фотосинтеза в зонах замутнения воды.

Таблица 6.6

**Сводные данные о действии взвешенных веществ
на морские организмы в экспериментальных и природных условиях**

Группы и виды организмов	Тип взвеси	Условия наблюдений и зарегистрированные эффекты	Литературный источник
Первичные продуценты			
Бурая водоросль <i>Laminaria saccharina</i>	Взмученные донные осадки алеврито-пелитового типа	Экспонирование при концентрациях взвеси до 50 г/л и оценка состояния в течение 15 сут. Негативные эффекты не обнаружены при концентрациях до 500 мг/л при 100 % выживаемости	Матишов и др., 1996
Красные водоросли <i>Lemanea, Egeria</i>	Взмученные донные осадки	В опытах длительностью от 10 до 40 сут при содержании взвеси от 50 до 5000 мг/л показано снижение первичной продукции и скорости роста	Berry et al., 2003 (сводные данные)
Природный фитопланктон	Природная взвесь	Полевые наблюдения в морях Арктики. При повышении содержания взвеси до 20–30 мг/л скорость фотосинтеза снижается до двух раз	Бульон, 1985
Природный фитопланктон	Природная взвесь (преобладание терригенного материала)	Наблюдения в приливно-эстуарной зоне Бристольского залива. Отмечено снижение первичной продукции при содержании взвеси выше 20 мг/л	Joint, 1984
Природный фитопланктон	Взмученные донные осадки	Наблюдения на свалках грунта в Финском заливе. Отмечены структурные и функциональные нарушения при повышении фона взвеси на 10–20 мг/л	Максимова, 2006
Диатомовая водоросль <i>Phaeodactylum tricorutum</i>	Минеральная взвесь	Лабораторные опыты показали снижение численности клеток за 14 сут на 50 % при концентрации взвеси около 1000 мг/л. При концентрации взвеси до 100 мг/л эффекты отсутствовали	Шавыкин и др., 2011
Одноклеточные водоросли <i>Dunaliella euchlora, Protococcus</i> sp.	Минеральная взвесь («красный ил») — отходы после извлечения Al из бокситов	Опыты с культурами водорослей. Установлено слабое ингибирование роста одноклеточных водорослей при содержании взвеси около 1000 мг/л	Halsband, Halsband, 1971
Природный фитопланктон	Минеральная взвесь в сбросах горнорудного производства	Лабораторные и полевые наблюдения в районах сброса отходов. При содержании взвеси 30–300 мг/л отмечено снижение первичной продукции	Parsons et al., 1986
Природный фитопланктон	Минеральная взвесь в сбросах горнорудного производства	Полевые наблюдения в районах сброса отходов. При концентрации взвеси 10–70 мг/л отмечено снижение первичной продукции и содержания хлорофилла	Limpsaichol, Poopetch, 1984

Группы и виды организмов	Тип взвеси	Условия наблюдений и зарегистрированные эффекты	Литературный источник
ЗООПЛАНКТОН			
Природный макро-зоопланктон	Природная взвесь	Экспонирование в течение 48 ч в широком диапазоне концентраций. Не обнаружено острой токсичности в пределах до 1 % содержания взвеси (по объему)	Hirota, 1981
Природный зоопланктон	Взмученные донные осадки	Полевые и экспериментальные наблюдения. Показано снижение интенсивности питания и темпа роста планктонных фильтраторов при концентрациях взвеси более 30 мг/л	Данные ПИН-РО (цит. по: Матишов, Никитин, 1997)
Природный зоопланктон (в основном копеподы)	Природная взвесь с преобладанием терригенного материала	Полевые наблюдения в приливно-эстуарной зоне Бристольского залива. Отмечено снижение биомассы при содержании взвеси выше 20 мг/л	Williams, 1984; Joint, 1984
Природный зоопланктон	Взмученные донные осадки	Полевые наблюдения в районе гидротехнических работ в Финском зал. Отмечена гибель организмов при содержании взвеси 20–100 мг/л	Сулопарова и др., 2006
Копеподы	Взмученные донные осадки	Полевые наблюдения при повышении содержания взвеси до 350 мг/л. Отмечены нарушения вертикальных миграций и снижение интенсивности питания	Berry et al., 2003 (сводные данные)
Копеподы <i>Eurytemora affinis</i> , <i>Acartia tonsa</i>	Чистые глины, взмученные тонкие пески и илы	Опыты по оценке усвоения углерода из фитопланктона в присутствии взвеси до 1000 мг/л. Вредное воздействие взвеси обнаружено при содержании более 250 мг/л	NTIS, 1974
Копеподы <i>Calanus helgolandicus</i>	Минеральная взвесь («красный ил») — отходы после извлечения Al из бокситов	Экспонирование в течение 10–35 сут при 6–10 мг/л взвеси. Установлено ухудшение питания, снижение скорости роста и выживаемости (в 5–8 раз) по сравнению с контролем	Paffenhofer, 1971
Эвфаузииды <i>Euphausia pacifica</i>	Взвесь в сбросах горнорудного производства	Экспонирование при 1000–250 000 мг/л взвеси. Определена величина LC ₅₀ (96 ч) — 100 000 мг/л	Mitchel et al., 1985
Рачки <i>Artemia salina</i>	Минеральная взвесь	Экспонирование в течение 21 сут при концентрации взвеси от 10 до 1000 мг/л. Величина LC50 за время опытов превышала 1000 мг/л. Минимальная недеятельная концентрация — 10 мг/л	Шавыкин и др., 2011

Группы и виды организмов	Тип взвеси	Условия наблюдений и зарегистрированные эффекты	Литературный источник
БЕНТОС			
Двустворчатые моллюски (личинки, молодь, взрослые)	Взмученные донные осадки	Опыты длительностью от 2 до 21 сут при содержании взвеси от 100 до 100 000 мг/л. В большинстве опытов отмечено снижение скорости роста и показана гибель от 10 до 50 % организмов	Berry et al., 2003 (сводные данные)
Исландский гребешок <i>Chlamys islandica</i> , амфиподы <i>Gammarus oceanicus</i>	Взмученные донные осадки алевритопелитового типа	Экспонирование при содержании взвеси до 50 г/л. Показано отсутствие вредных эффектов при концентрациях 5–50 мг/л. Время 50 % выживания при 500 мг/л взвеси составило 12 ч для гребешка и 8 ч для амфипод	Матишов и др., 1996
Мидии <i>Mitylus edulis</i>	Взмученный донный ил с содержанием $C_{\text{орг}}$ около 5 %	Эксперименты по изучению питания в проточных условиях длительностью до 30 сут при содержании взвеси до 20 мг/л. Показано стимулирующее действие 5 мг/л взвеси — увеличение роста в 1,5 и усвоения (до 30 %) органики из взвеси	Kiorboe et al., 1981
Мидии и другие двустворчатые моллюски	Взмученные донные осадки	Экспонирование в течение 72 ч. Показано отсутствие вредных воздействий при плотности седиментации 50 мг/см ² и при концентрациях взвеси до 33 г/л	Blackman, Wilson, 1989
Мидии, устрицы и другие двустворчатые моллюски	Природная илистая взвесь	Экспериментальные работы. Показана способность моллюсков извлекать частицы размером более 3–7 мкм и изменять селективность поглощения взвеси при концентрации более 10 мг/л	Riisgard, 1988; Cranford, Grant, 1990
Двустворчатые моллюски-сестонофаги	Взмученный донный ил	Эксперименты в проточных условиях. Отмечено повышение скорости фильтрации взвеси и стимуляция роста тканей при содержании взвеси 5–25 мг/л в присутствии фитопланктона	Widdows et al., 1979; Kiorboe et al., 1980; Urban, Langdon, 1984
Двустворчатый моллюск <i>Mercenaria mercenaria</i>	Взмученный донный ил с содержанием $C_{\text{орг}}$ около 5 %	Эксперименты по изучению питания в проточных условиях при содержании взвеси до 44 мг/л. Усвоение органического вещества и скорость роста не нарушались при концентрациях взвеси до 20–25 мг/л. Ухудшение питания и состояния моллюсков отмечены спустя 20 сут при 44 мг/л взвеси	Bricelj, Malouf, 1984; Bricelj et al., 1984
Двустворчатый моллюск <i>Spisula subtruncata</i>	Взмученные донные осадки	Эксперименты по изучению питания в проточных условиях. Скорость биофильтрации не нарушалась в пределах до 25 мг/л взвеси	Mohlenberg, Kiorboe, 1981

Группы и виды организмов	Тип взвеси	Условия наблюдений и зарегистрированные эффекты	Литературный источник
Мидии <i>Perna canaliculus</i>	Природный seston	Эксперименты в природных условиях. Скорость биофильтрации не нарушалась в пределах до 1000 мг/л взвеси	Hawkins et al., 1999
Мидии <i>Mytilus californianus</i>	Взмученные донные осадки	В опытах длительностью 9 сут величина LC ₅₀ составила 85000 мг/л	Peddicord, 1980
Икра и личинки двустворчатых моллюсков	Взмученные донные осадки	Опыты в природных и лабораторных условиях длительностью до 12 сут. Первичные реакции и гибель икры отмечены лишь при уровнях взвеси более 1000 мг/л. Аналогичные реакции личинок наблюдались при уровнях выше 500 мг/л	Wilber, Clarke, 2001 (сводные данные)
Двустворчатые моллюски (взрослые особи)	Взмученные донные осадки	Опыты в природных и лабораторных условиях длительностью до 20 сут. Первичные реакции отмечены при уровнях взвеси от 100 до 1000 мг/л. Гибель наблюдались лишь при уровнях от 1000 до 10000 мг/л	Wilber, Clarke, 2001 (сводные данные)
Бентосные ракообразные	Взмученные донные осадки	Опыты в природных и лабораторных условиях длительностью до 30 сут. Повышенная смертность (более 25 %) отмечена при уровнях выше 100 мг/л за время от 10 до 30 сут	Wilber, Clarke, 2001 (сводные данные)
Мидия <i>Musculista senhousia</i> и травяная креветка <i>Pandalus latirostris</i>	Минеральная взвесь	В опытах длительностью до 30 сут при концентрации взвеси до 10000 мг/л гибели организмов не отмечено. Первичные поведенческие реакции наблюдались при уровнях взвеси более 6000 мг/л	Шавыкин и др., 2011
Асцидии <i>Ciona intestinales</i> , мшанки <i>Electra crustulenta</i> , губки и другие виды эпибентоса	Взмученные илы и мелкие пески	При концентрации в воде до 30 мг/л взмученных илов и мелких песков за время от 2 до 7 сут скорость роста, интенсивность питания и выживаемость организмов не снижались	Birklund, Wijsman, 2005
Мидии и другие моллюски	Природная взвесь прибрежной зоны	Наблюдения в природных условиях. Нарушения биофильтрации, скорости роста и интенсивности питания при концентрации взвеси до 60 мг/л не обнаружены	Birklund, Wijsman, 2005
Креветки, крабы и другие ракообразные	Взмученные донные осадки	Опыты длительностью от 3 до 28 сут при содержании взвеси от 200 до 50000 мг/л. Установлена гибель от 10 до 50 % организмов	Berry et al., 2003 (сводные данные)

Группы и виды организмов	Тип взвеси	Условия наблюдений и зарегистрированные эффекты	Литературный источник
Донные беспозвоночные разных видов и групп	Взмученные донные осадки	Острые опыты в статических условиях. Величины LC ₅₀ (24–96 ч) изменялись в пределах 720–5100 мг/л в зависимости от вида организма и стадии развития	Newcombe, Jensen, 1996
Ракообразные — амфиподы <i>Rhepoxynius abronius</i>	Минеральная взвесь в сбросах горнорудного производства	Экспонирование и оценка выживаемости при 1000–250 000 мг/л взвеси. Величина LC ₅₀ за 10 сут составила 150 000 мг/л	Mitchel et al., 1985
Мидии <i>Mitylus edulis</i>	Минеральная взвесь в сбросах горнорудного производства	Экспонирование личинок и регистрация аномалий развития при 1000–250 000 мг/л взвеси. Величина EC ₅₀ (48 ч) составила 145 000 мг/л	Mitchel et al., 1985
Сообщества бентоса	Минеральная взвесь в сбросах горнорудного производства	Полевые наблюдения за бентосом в районах сброса отходов. При толщине антропогенных осадков 3–5 см отмечено сильное угнетение биоты. Осадки толщиной до 0,6 см не нарушают видового разнообразия	Ellis, Heim, 1985
Морской гребешок <i>Placopecten magellanicus</i>	Бентонитовая глина (компонент буровых растворов)	Экспонирование в проточных условиях в течение 68 сут. Обнаружены эффекты замедления скорости роста тканей и повышенная смертность на 34 сут при 10 мг/л взвеси бентонита в воде	Cranford, Gordon, 1992
Морской гребешок <i>Placopecten magellanicus</i>	Аттапульгитовая глина (компонент буровых растворов)	Эколого-физиологическое исследование. Показано сублетальное воздействие (нарушения структуры и функций жаберного аппарата) при концентрации глины в пределах 100–1000 мг/л	Morse et al., 1982
Морской гребешок <i>Pecten novaezelandiae</i>	Чистые глины и тонкие илы	Опыты в статических условиях по оценке фильтрующей способности. Показано поражение фильтрующих органов при размерах частиц менее 10 мкм	Stevens, 1987
Двустворчатый моллюск <i>Venus verrucosa</i>	Каолинит	Эксперименты по изучению питания в статических условиях при содержании взвеси до 50 мг/л. Показано отсутствие нарушений питания при 5–10 мг/л взвеси. Псевдофекалии не образуются при содержании взвеси до 10 мг/л	Gremare et al., 1998
Устрицы <i>Ostrea edulis</i> , <i>Crassostrea angulata</i>	Взвесь графита	Эксперименты по изучению фильтрующей способности моллюсков в проточных условиях. Скорость фильтрации не нарушалась в пределах до 250 мг/л взвеси	Mathers, 1974

Группы и виды организмов	Тип взвеси	Условия наблюдений и зарегистрированные эффекты	Литературный источник
ИХТИОФАУНА			
Морские рыбы на разных стадиях развития	Взмученные донные осадки	Опыты длительностью от 1 до 20 сут при содержании взвеси от 100 до 100 000 мг/л. В большинстве опытов отмечено нарушение процессов дыхания, питания, роста, размножения и поведения рыб. При высоких концентрациях наблюдалась гибель в пределах от 10 до 90 %	Berry et al., 2003 (сводные данные)
Треска <i>Gadus morhua morhua</i> , атлантический лосось <i>Salmo salar</i>	Взмученные донные осадки алевритопелитового типа	Экспонирование молоди рыб при содержании взвеси до 50 г/л. Показано отсутствие поражающих эффектов при концентрациях до 50 мг/л. Время 50 % выживания при 500 мг/л взвеси составило 24 ч для трески и 12 ч для лосося	Матишов и др., 1996
Лососевые рыбы (молодь)	Суспензия глинистых илов	Экспонирование при концентрациях взвеси до 10000 мг/л. Показано отсутствие вредных эффектов при воздействии 750–1000 мг/л взвеси в течение 3–4 недель. Толерантный предел в острых опытах составил 6500 мг/л	McKee, Wolf, 1963
Атлантический лосось <i>Salmo salar</i>	Природная взвесь в эстуарной зоне	Наблюдения в эстуарной зоне рек Канады. Не замечено влияния мутности воды (в пределах несколько тысяч мг/л) на миграцию лососей	NTIS, 1977
Тихоокеанский лосось (молодь) <i>Oncorhynchus</i>	Суспензия глинистых илов	Эксперименты длительностью до 1 мес. Показана выживаемость при 300–750 мг/л взвеси в течение 3–4 недель	NTIS, 1977
Сельдь, макрель, тюрбо	Природная взвесь в районах драгирования дна	Краткосрочные опыты. Показано ухудшение питания личинок и избегание рыбами зон с содержанием взвеси более 10 мг/л	ICES, 1998
Сельдь, треска (взрослые особи)	Природная взвесь в открытых водах	В полевых условиях отмечены реакции избегания при повышении концентрации взвеси до 2–20 мг/л на фоновом уровне около 0,5 мг/л	Westerberg et al., 1996; Birklund, Wijsman, 2005
Тихоокеанская сельдь <i>Clupea pallasii</i> (икра)	Взмученные донные осадки	Экспонирование развивающейся икры в течение 2 ч при 250–500 мг/л взвеси. Отмечены сублетальные и летальные эффекты	Griffini et al., 2009

Группы и виды организмов	Тип взвеси	Условия наблюдений и зарегистрированные эффекты	Литературный источник
Полосатый окунь <i>Roccus saxatilis</i> , белый лаврак <i>Roccus americanus</i>	Суспензия природных донных осадков (глинистые минералы, илы)	Экспонирование в течение 48–96 ч икры и личинок при 100–10 000 мг/л взвеси. Показано отсутствие повышенной гибели икры при концентрациях до 2200–5250 мг/л и замедление скорости развития при уровнях более 1500 мг/л. LC ₅₀ (96 ч) для личинок равна 3400 мг/л взвеси	Morgan et al., 1973
Терпуг <i>Ophiodon elongatus</i> , колюшка <i>Hypomesus pretiosus</i> , сельдь <i>Clupea harengus</i>	Природная взвесь	Экспонирование икры и личинок. Показаны межвидовые различия реагирования. Отмечен преждевременный выклев личинок терпуга при содержании взвеси около 10 г/л. Икра более устойчива к воздействию взвеси, чем личинки	Morgan, Levings, 1989
Горбуша <i>Oncorhynchus gorbusha</i> , кета <i>Oncorhynchus keta</i>	Минеральная взвесь	В опытах с молодь и взрослыми рыбами за 30 сут при концентрации взвеси до 5000–10000 мг/л гибели рыб не обнаружено	Шавыкин и др., 2011
Навага <i>Eleginus navaga</i> (икра и личинки)	Минеральная взвесь	В опытах с икрой недействующая концентрация взвеси за 60 сут оказалась равной 300 мг/л. Аналогичная концентрация для личинок за 30 сут составила 2000 мг/л	Шавыкин и др., 2011
Осетры <i>Acipenser persicus</i> , <i>Acipenser stullatus</i> (молодь)	Взмученные донные осадки	Острые опыты в статических условиях. Величины LC ₅₀ (24 ч) и LC ₅₀ (96 ч) изменялись в пределах 8500–61000 мг/л	Garakouei et al., 2009
Лососевые рыбы (молодь и взрослые)	Взмученные донные осадки	Острые опыты в статических условиях. Величины LC ₅₀ (96 ч) изменялись в пределах 500–35000 мг/л в зависимости от типа осадков, вида и стадии развития	Newcombe, 1994
Морские и эстуарные виды (икра, личинки, молодь)	Взмученные донные осадки	Острые опыты в статических условиях. Величины LC ₅₀ (24–96 ч) изменялись в пределах 200–330 000 мг/л в зависимости от вида рыб и стадии развития	Newcombe, Jensen, 1996
Эстуарные (эвригалинные) рыбы (14 видов)	Природная взвесь и отдельные виды чистых глин	Острые опыты в статических условиях с регистрацией выживаемости. Величины LC ₅₀ (24 ч) изменялись в пределах 2400–30000 мг/л. Чистые глины более токсичны, чем природная взвесь. Наиболее толерантны донные рыбы	NTIS, 1974

Группы и виды организмов	Тип взвеси	Условия наблюдений и зарегистрированные эффекты	Литературный источник
Эстуарные и анадромные рыбы (6 видов)	Суспензия природных донных осадков (илы, глина)	Экспонирование в течение 48–96 ч икры и личинок при 1–1000 мг/л взвеси. Отсутствие эффектов в опытах с икрой. Снижение выживаемости личинок отдельных видов при 100–500 мг/л взвеси	Auld, Schubel, 1978
Эстуарные рыбы (4 вида)	Суспензия природных донных осадков (илы, глинистые минералы)	Экспонирование икры и личинок при 100–1000 мг/л взвеси. Замедление скорости эмбрионального развития при концентрациях 500 мг/л	Schubel, Wang, 1973
Эстуарные рыбы (взрослые особи)	Природная взвесь в районах драгирования дна	Наблюдения <i>in situ</i> (опыты в садках) за состоянием рыб и ихтиоценозов в зонах повышенной мутности. Отсутствие стрессовых и поражающих эффектов при содержании взвеси до 200 мг/л	Ingle, 1952; Flemer et al., 1968; Morgan et al., 1973; Auld, Schubel, 1978
Эстуарные и анадромные рыбы (взрослые особи)	Взмученные донные осадки	Первичные реакции и гибель рыб наблюдались в диапазоне концентраций от 1 до 100 г/л за время от 1 до 14 сут	Wilber, Clarke, 2001 (сводные данные)
Эстуарные и анадромные рыбы (икра, личинки)	Взмученные донные осадки	Первичные реакции и гибель наблюдались в диапазоне концентраций от 100 до 1000 мг/л за время от 1 до 11 сут	Wilber, Clarke, 2001 (сводные данные)
Кижуч (молодь) <i>Oncorhynchus kisutch</i> , колюшка <i>Gasterosteus aculeatus</i>	Загрязненные донные осадки, взмученные во время работ по углублению дна	Экспонирование в течение 96 ч. Не обнаружено гибели и других вредных эффектов при концентрациях взвеси в воде до 5 % (28 800 мг/л)	LeGore, DesVoigne, 1973
Сельдь <i>Clupea harengus</i>	Минеральная взвесь («красный ил») — отходы после извлечения Al из бокситов	Экспонирование развивающихся эмбрионов и личинок при 600–1000 мг/л взвеси. Установлено повышение смертности эмбрионов за период от оплодотворения до выклева на 50–70 %	Rosental, 1971 (Цит. по: Paffenhofer, 1971)
Кижуч <i>Oncorhynchus kisutch</i>	Минеральная взвесь в сбросах горнорудного производства	Экспонирование при 1000–250 000 мг/л взвеси. Определены величины LC ₅₀ (96 ч) — 200000 мг/л и LC ₅₀ (10 сут) — 197 000 мг/л	Mitchel et al., 1985

Группы и виды организмов	Тип взвеси	Условия наблюдений и зарегистрированные эффекты	Литературный источник
ЭСТУАРНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И СООБЩЕСТВА			
Планктон, нектон, бентос	Минеральная взвесь (пески, илы, глины)	Экспериментальные оценки и полевые наблюдения. Показано отсутствие вредных эффектов при 370–2500 мг/л взвеси в течение 48–96 ч. Донные организмы (в том числе рыбы) наиболее толерантны, организмы-фильтраторы и ранние стадии развития наиболее уязвимы. Отмечен эффект избегания рыбами зон повышенной мутности	Sherk et al., 1975
ОРГАНИЗМЫ РАЗНЫХ ТРОФИЧЕСКИХ УРОВНЕЙ			
Фитопланктон, зоопланктон, рыбы	Твердая взвешенная фракция буровых растворов на водной основе (бентонит, барит и др.)	Опыты по стандартным методикам оценки LC ₅₀ и ПДК. Минимальные величины LC ₅₀ за 96 ч (1000–2000 мг/л) характерны для планктонных ракообразных. Рыбы и фитопланктон более устойчивы к действию твердой фазы. Величины ПДК для взвеси буровых растворов составляют 10–30 мг/л	Патин, Соколова, 1998; Патин, 1999

Из приведенных в табл. 6.6 результатов лабораторных и полевых работ следует вывод о достаточно высокой устойчивости бурых водорослей и, возможно, других макрофитов, которые обитают в прибрежье в условиях повышенной мутности воды (временами до 1000 мг/л и выше). Фитопланктон, напротив, быстро реагирует снижением фотосинтеза и первичной продукции при сравнительно низких уровнях взвеси в воде (20–30 мг/л). Однако эти реакции легко обратимы, поскольку одноклеточные водоросли с их высокой скоростью деления (до двух и более раз в сутки) способны быстро восстанавливать свою биомассу и численность при ослаблении неблагоприятных воздействий, в т. ч. по мере снижения концентрации взвеси в толще воды.

Следует отметить, что в районах длительного замутнения водных масс, как это было, например, при дноуглубительных работах в течение нескольких месяцев в Финском заливе, отмечены эффекты снижения биомассы и фотосинтетической продукции погруженных макрофитов [Шерстнева, 2006]. В подобных ситуациях, особенно при свалке грунтов в море, возможны также структурно-функциональные нарушения фитопланктона и других экологических групп прибрежных сообществ [Кудерский, Лаврентьева, 1996].

Зоопланктон. Массовые виды зоопланктонных организмов-фильтраторов (например, копеподы, мизиды), для которых одноклеточные водоросли и органический детрит являются главным источником пищи, вероятнее всего уязвимы к резким повышениям фона минеральной взвеси в воде. Это может быть как за

счет поражения фильтрующих органов планктеров, так и в результате простого разбавления пищи (в данном случае органических компонентов взвеси) инертным неорганическим материалом. В любом случае это ведет к ухудшению питания зоопланктонных организмов, замедлению их роста, развития и размножения. Судя по данным табл. 6.6, подобные эффекты, как и в случае с фитопланктоном, могут возникать начиная с 20–30 мг/л содержания взвеси в воде при хроническом воздействии.

По аналогии с фитопланктоном, есть основания полагать, что первичные реакции и стрессы в зоопланктоне должны быстро компенсироваться благодаря адаптационным способностям зоопланктонных организмов за счет их короткого жизненного цикла, высокой скорости размножения, переноса течениями и способности к вертикальным миграциям. Все это практически исключает какие-либо устойчивые необратимые нарушения популяций и сообществ зоопланктона при локальных повышениях природного фона взвеси в море. Известны также примеры вспышек развития зоопланктонных организмов при взмучивании донных осадков, обогащенных биогенами и органическим детритом. Это было, например, в районах дампинга грунтов при дноуглубительных работах в Балтийском море [Мокеева, 1988].

Что касается острой (летальной) токсичности, то, как следует из известных материалов, заметная гибель зоопланктонных организмов может наступать лишь при воздействии в течение нескольких суток экстремально высоких концентраций природной и антропогенной взвеси. Такие концентрации (более 1000 мг/л), как отмечено выше, встречаются лишь в узкой прибрежной полосе моря и приустьевых зонах в периоды сильных штормов, паводков и приливов.

В порядке общей тенденции можно отметить нарастание устойчивости зоопланктонных видов к действию минеральной взвеси по мере увеличения размера организмов. Это относится, в частности, к крупным рачкам из отряда *Decapoda*, которые способны выживать в течение нескольких суток при концентрации взвеси более 10000 мг/л [Шавыкин и др., 2011]. Наибольшая чувствительность к действию минеральной взвеси характерна для организмов-фильтраторов (копеподы и др.) и личинок в зоопланктоне.

Бентос. Сказанное выше в отношении зоопланктона в значительной мере относится и к бентосным организмам, многие из которых также являются биофильтраторами и используют взвесь как источник питания. От эффективности улавливания взвеси и извлечения из нее органического материала зависит в конечном счете способность многих видов бентоса существовать в изменчивых условиях прибрежной и шельфовой зоны. Как показано для дальневосточных морей [Нейман, 1985; Лисицын, 1994], распределение трофических группировок бентоса четко коррелирует с содержанием и распределением взвеси. Масштабы биофильтрации в море грандиозны. Например, установлено, что 1 м² колонии мидий в Черном море фильтрует в сутки от 100 до 1000 т воды с полным удалением из нее всей взвеси, которая при этом связывается в крупные пищевые комки [Лисицын, 1994]. Это обстоятельство, а также постоянное обитание в условиях повышенной мутности придонных вод объясняют причины высокой устойчивости двустворчатых моллюсков. Некоторые из них, как следует из данных табл. 6.6, могут пе-

реносить аномально высокие концентрации взвеси в воде — до 10000 мг/л. То же самое относится и к другим видам бентосных сестонофагов, например к амфиподам. Это не означает, естественно, что донные биофильтраторы обладают неограниченной толерантностью и безразличны к содержанию взвеси. Длительное пребывание в зонах высокой мутности блокирует фильтрующие органы и в конечном счете приводит к гибели организмов.

Решающим фактором в общей картине взаимодействия бентосных организмов со взвесью является не только ее концентрация и время нахождения организмов в зоне замутнения, но и дисперсность частиц взвеси. Специальные опыты показали, что малые неорганические частицы размером менее 10 мкм обладают особенно сильным поражающим действием на реснитчатый жаберный аппарат и другие фильтрующие органы моллюсков [Morse et al., 1982; Stevens, 1987; Cranford, Gordon, 1992]. Именно этим, надо полагать, объясняются приведенные в табл. 6.6 факты повышенной уязвимости моллюсков к действию чистых глин по сравнению с природной (многокомпонентной) взвесью. Как видно из рис. 6.5, размеры частиц природной взвеси находятся в диапазоне 20–60 мкм, тогда как аналогичный диапазон для бентонитовой глины сдвинут в сторону значений менее 10 мкм.

Первые обратимые реакции бентосных организмов-фильтраторов (в основном моллюсков) начинаются уже в диапазоне 10–20 мг/л природной взвеси в воде. Эти уровни можно считать не только безвредными, но и стимулирующими, поскольку они повышают фильтрующую активность моллюсков и скорость усвоения органики из взвеси. При дальнейшем нарастании концентрации взвешенных частиц многие моллюски снижают скорость фильтрации взвеси, а также «включают» механизм образования псевдофекалий и таким образом адаптируются к повышенному фону минеральной взвеси. С эколого-физиологических позиций есть основания полагать, что неблагоприятное воздействие этого фона сводится в основном к разбавлению органического (пищевого) материала и к ухудшению условий питания бентосных сестонофагов.

Судя по всей совокупности приведенных в табл. 6.6 данных, нижний предел содержания природной взвеси, при котором могут проявляться неблагоприятные для питания бентосных организмов первичные (обратимые) эффекты, составляет около 20–30 мг/л. При этом надо отметить, что эти данные и выводы относятся в основном к мидиям, устрицам и другим видам бентосных моллюсков, тогда как крабы и другие ракообразные в этом отношении изучены гораздо слабее. То же

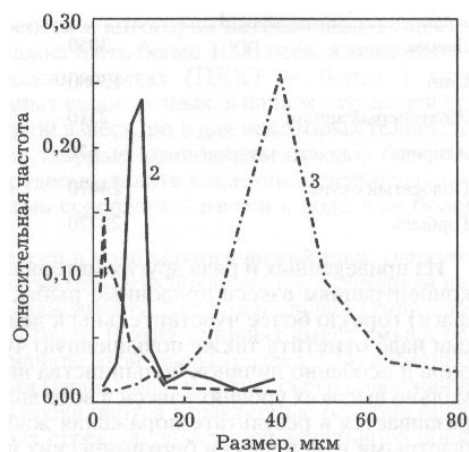


Рис. 6.5. Спектральная характеристика размеров частиц бентонитовой глины (1), одноклеточной водоросли *Tetraselmis suecica* (2) и природной взвеси (3) [Cranford, Gordon, 1992]

самое относится и к изученности реакций на взвесь икры, личинок и молоди донных беспозвоночных по сравнению с взрослыми особями.

К сказанному выше надо добавить, что бентосные сообщества могут быть нарушены не только за счет повышения уровней содержания взвешенных частиц в придонном слое, но и в результате переноса и переотложения взмученных донных осадков. При этом происходит «захоронение» бентосных организмов под слоем осадочного материала, и их дальнейшая судьба определяется в конечном счете способностью того или иного вида реагировать на эти изменения. Более подробно об этом речь пойдет в т. 2 (гл. 2).

Ихтиофауна. Можно выделить следующие основные механизмы вредного воздействия на рыб повышенных (по сравнению со средним фоном) концентраций взвеси:

- нарушения поведения и миграций рыб за счет повышенной мутности воды;
- прямое механическое воздействие на жаберный аппарат и другие органы с последующими физиолого-биохимическими изменениями, вплоть до гибели рыб;
- ухудшение условий питания и размножения рыб за счет отложения взвешенного материала на донных нерестовых субстратах;
- стрессы и поражения на эмбриональных и постэмбриональных стадиях развития;
- ухудшение кислородного режима за счет сорбции органического вещества на взвешенных частицах и последующего разложения органики.

Кроме эффектов и симптомов острого токсического поражения и гибели, существует целая гамма других реакций рыб на повышенные уровни содержания взвеси в воде. Основные из них описаны в табл. 6.6, и они начинают проявляться обычно в диапазоне концентраций взвеси 100–1000 мг/л за время воздействия не менее нескольких суток.

В отличие от большинства представителей бентоса, рыбы способны избегать зон повышенной мутности. Однако имеющаяся на этот счет информация довольно противоречива. С одной стороны, некоторые наблюдения показывают избегание морскими рыбами участков водной толщи с содержанием взвеси около 20 мг/л [Матишов, Никитин, 1997; ICES, 1998]. Такие реакции сельди и трески при контакте с зонами замутнения воды были зафиксированы при концентрациях взвеси 2–10 мг/л на среднем фоне около 0,5 мг/л в открытых морских водах [Westberg et al., 1996; Birklund, Wijsman, 2005]. С другой стороны, имеются свидетельства отсутствия каких-либо заметных нарушений в нерестовом ходе лососей в эстуарных зонах при экстремально высокой мутности воды — до нескольких г/л [NTIS, 1977; Alabaster, Lloyd, 1980; Wilber, Clarke, 2001]. Кроме того замечено, что в ряде случаев рыбы привлекаются слоями замутненной воды при сбросах твердых отходов, например буровых растворов и шламов в районах нефтяных платформ. При объяснении этих фактов надо исходить из конкретных условий в той или иной ситуации. Так, при свободном движении и возможности маневра рыбы вероятнее всего будут обходить зоны аномальной мутности, кроме тех случаев, когда эти зоны могут служить укрытием от прессы хищников или когда взвесь содержит какие-либо привлекательные компоненты (органические остатки и др.).

Как показано в некоторых работах [Gallaway et al., 1991], в периоды массовых нерестовых миграций повышенная мутность воды (например, в устьях и эстуариях рек) едва ли может послужить препятствием для рыб, особенно для проходных и полупроходных, вся физиология и жизненный потенциал которых нацелены на движение к месту нереста.

Из приведенных в табл. 6.6 данных следует, что гибель морских и солоноватоводных (эстуарных) рыб наблюдается обычно при содержании взвеси более 500–1000 мг/л. Некоторые виды выживают в гораздо более замутненной воде. О значительной видовой чувствительности реагирования рыб в зоне летальных концентраций взвеси можно судить по данным табл. 6.7.

Аналогичные выводы следуют также из сводных данных на рис. 6.6, где показан незначительный риск гибели эстуарных и проходных рыб в зоне взмучивания донных осадков при строительных работах на дне (возведение платформ, прокладка трубопроводов и др.). Минимальная дозовая нагрузка, при которой были отмечены первичные физиологические реакции у рыб, определялась воздействием взвеси в течение 5 дней при концентрации в воде 700 мг/л. Наиболее устойчивые виды рыб проявляли первичные (сублетальные) реакции лишь спустя 14 сут при уровнях содержания взвеси около 1500 мг/л [Wilber, Clarke, 2001]. Что касается летальных исходов, то для взрослых особей они были отмечены в течение первых двух суток в диапазоне концентраций от 1000 до 100 000 мг/л (см. рис. 6.6). Аналогичные последствия для икры и личинок рыб наблюдались при уровнях взвеси около 100 мг/л и времени воздействия в пределах 2–4 сут.

Из приведенных выше и ряда других материалов следует, что придонные виды рыб отличаются повышенной устойчивостью к сильному замутнению водной среды, тогда как обитающие в толще воды пелагические виды (особенно фитофаги) гораздо более чувствительны к действию этого фактора. В порядке общей тенденции надо отметить также повышенную чувствительность реагирования на взвесь эмбрионов и личинок большинства рыб по сравнению со взрослыми особями.

Таким образом, некоторые виды рыб, как и донных беспозвоночных, способны переносить экстремально высокие концентрации (до нескольких г/л и даже десятков г/л) природной взвеси при кратковременном (в течение часов и суток) воздействии. Один из примеров такого рода показан на рис. 6.7. Прямые повреждающие эффекты и гибель при таких сильных воздействиях возникают в основном за счет присутствия в составе взвеси тонкой фракции частиц с размером менее 10 мкм.

Таблица 6.7

Величины летальных концентраций LC₁₀, LC₅₀ и LC₉₀, соответствующие гибели 10, 50 и 90 % солоноватоводных рыб за время экспонирования 24 ч в присутствии взвешенных частиц глины [NTIS, 1974], мг/л

Вид рыб	LC ₁₀	LC ₅₀	LC ₉₀
Лаврак	3050	9850	31810
Спот	13080	20340	31620
Желтоперый анчоус	2310	4710	9600
Атерина	570	2400	10000
Полосатый окунь	24470	39000	62170
Горбыль	23770	38180	61360

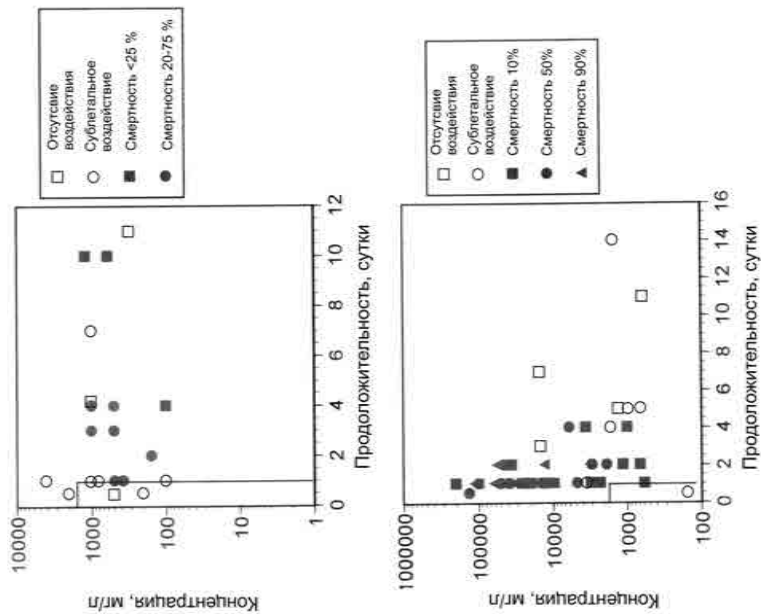


Рис. 6.6. Воздействие на эстуарные и анадромные виды рыб взмученных донных осадков в зависимости от концентрации взвеси и времени экспонирования [Wilber, Clark, 2001]:
 вверху — данные для икры и личинок, внизу — данные для взрослых особей; прямоугольники ограничивают дозовые нагрузки, характерные для ситуаций при работах на грунте (дноуглубление, прокладка труб и др.)

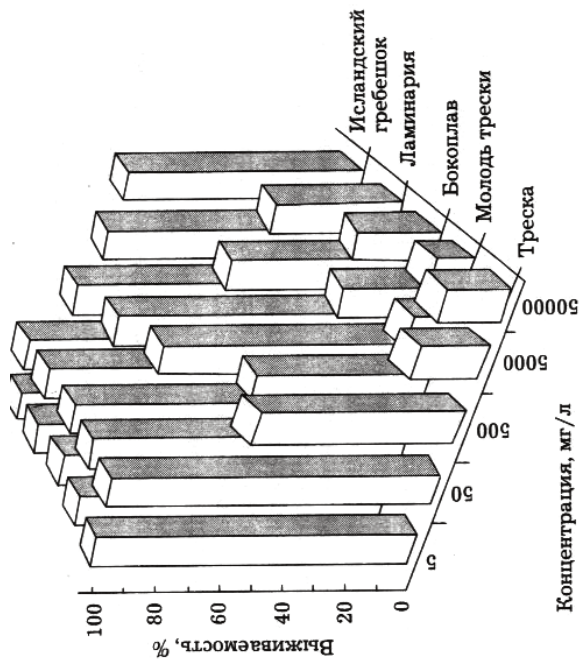


Рис. 6.7. Абсолютная выживаемость (%) морских организмов через 15 сут. после воздействия в течение трех часов разных концентраций алеврито-пелитовых донных осадков (размер частиц 10–100 мкм) [Магилев и др., 1996]

6.4. УРОВНИ, ПОРОГИ И ЗОНЫ ПРОЯВЛЕНИЯ БИОЛОГИЧЕСКИХ ЭФФЕКТОВ

Итоговые обобщения и сопоставления. Итак, мы убедились в чрезвычайно широкой изменчивости как уровней содержания взвеси в море, так и ответных реакций морских организмов разных систематических и экологических групп на резкие повышения этих уровней в результате природных и антропогенных воздействий. Эти реакции являются функцией не только концентрации взвеси в воде и времени воздействия, но и многих других факторов, включая видовую принадлежность организмов и стадию их развития, условия местообитания, тип и состав взвеси и т. д.

Если опираться на известные сейчас системы классификации веществ в зависимости от степени их опасности (токсичности) для морской биоты, то взвесь в море (включая минеральные частицы и не загрязненные нефтью твердые буровые отходы) следует относить к категории нетоксичных веществ. Для таких веществ величина LC_{50} (48–96 ч) должна быть более 1000 мг/л, а максимальные недействующие концентрации в хронических опытах (ПДК) — более 1 мг/л [GESAMP, 1997]. Как можно видеть из приведенных выше данных, в нашем случае эти условия выполняются не только для природной взвеси, но и для некоторых техногенных сбросов, включая твердые компоненты отходов буровых работ. С учетом этих обстоятельств довольно трудно выделить какие-либо четкие границы между «вредными» и «безвредными» уровнями содержания взвеси в воде, тем более для всех видов и групп морской биоты.

Ясно, что по мере нарастания содержания взвеси в воде экологический риск (вероятность) повреждающих эффектов также будет нарастать, что показано в упрощенном виде на рис. 6.8. Однако строгой универсальной зависимости для этого случая (типа «доза–эффект»), по-видимому, в принципе не существует. В этих условиях имеет смысл реализовать тот подход, который был изложен в начале этой главы (см. разд. 6.1), а именно: выделить и сопоставить ориентировочные уровни (диапазоны) фактического (фонового) содержания взвеси в море и тех ее концентраций, при которых проявляются характерные реакции организмов — от первичных симптомов и обратимых стрессов до острого летального поражения.

Результаты обобщения и сопоставления всей совокупности рассмотренных выше геохимических и эколого-токсикологических данных представлены в табл. 6.8 и на рис. 6.9.

Из представленных на рис. 6.9 данных следует, что в пределах нижних трех диапазонов концентраций (недействующих, толерантности и фоновых стрессов) по мере нарастания содержания взвеси до 100 мг/л реакции организмов меняются от стимуляции, оптимума и толерантности до первичных адаптационных откликов (физиологических, поведенческих и др.) на границе нормы природных колебаний. Все эти реакции обычно обратимы даже в условиях длительного (хронического) воздействия, и потому не могут приводить к устойчивым нарушениям на уровне популяций и сообществ. Выше по шкале концентраций (более 100–1000 мг/л) расположены зоны сублетальных и поражающих (летальных) эффектов. В зависимости от времени воздействия и концентрации взвеси эти эффекты

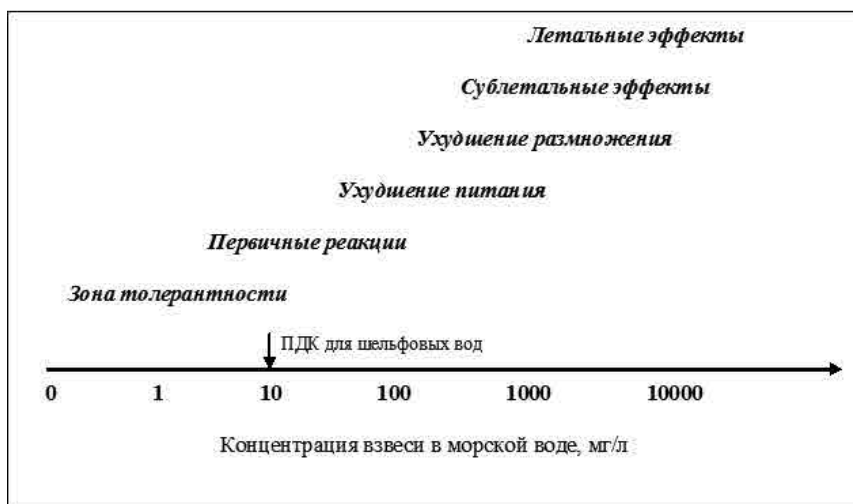


Рис. 6.8. Основные реакции и отклики в морской биоте при хроническом воздействии минеральной взвеси

Таблица 6.8

Характерные природные уровни фонового содержания и экстремального повышения содержания взвеси в основных морских зонах

Морская зона	Основные характеристики	Уровни содержания взвеси	
		фоновые	экстремальные
Открытые воды (пелагиаль)	Влияние терригенного стока отсутствует; доминирует биогенная взвесь; соленость максимальная для данного бассейна; глубины более 200 м	0,01–1,0 мг/л, среднее: около 0,1 мг/л	До 5 раз от средних уровней
Шельфовая зона	Влияние терригенного стока усиливается при движении к берегу; нарастает вклад минеральной взвеси; глубины от 10 до 100–200 м	1–10 мг/л, среднее: в пределах 2–5 мг/л	До 50 мг/л в периоды штормов
Мелководная прибрежная зона (включая заливы, бухты, губы и др.)	Сильное влияние терригенного стока; резкие изменения гидрохимических и других параметров; преобладание минеральной взвеси; глубины обычно менее 10 м	10–100 мг/л, среднее: оценок нет	До нескольких сотен мг/л в периоды штормов, приливов и др.
Приустьевая зона (устья, дельты, эстуарии и др.)	Резкий градиент солености и других параметров; преобладает минеральная взвесь; глубины обычно не более 10 м;	10–1000 мг/л, среднее: оценок нет	До 10000 мг/л в периоды паводков, приливов и др.

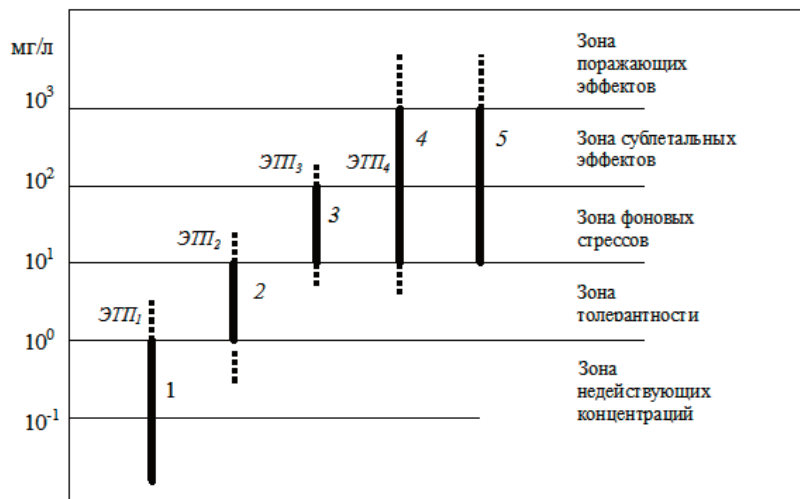


Рис. 6.9. Ориентировочные уровни и зоны проявления биологических эффектов и характерные (фоновые) диапазоны содержания взвеси в различных морских зонах: 1 — пелагиаль (открытые воды); 2 — шельфовая (неритическая) область; 3 — мелководные районы (заливы, бухты, губы и др.); 4 — приустьевые зоны; 5 — районы техногенного локального воздействия ЭТП₁, ЭТП₂, ЭТП₃ и ЭТП₄ — экологически толерантные пороги для соответствующих морских зон. Вертикальные пунктирные линии отражают кратковременные экстремальные превышения средних фоновых уровней

приводят либо к серьезным нарушениям жизненных функций организмов, либо к их гибели. При сопоставлении этой эколого-токсикологической шкалы с диапазонами характерного природного содержания взвеси в основных морских зонах (см. табл. 6.8 и рис. 6.9) можно видеть, что пелагиаль океана находится в пределах недействующих концентраций, шельфовая область — в пределах толерантных уровней, а мелководные и приустьевые районы перекрывают, соответственно, зоны фоновых стрессов и сублетальных эффектов.

Конечно, представленная картина является схематическим и упрощенным отображением бесконечного числа вариантов и ситуаций взаимодействия взвешенного вещества с морской биотой на фоне высокой изменчивости содержания взвеси в море и видового состава морских сообществ разных экологических групп. Тем не менее такая схема может служить как ориентиром для понимания этих сложных многофакторных процессов, так и для обоснования критериев допустимого содержания взвеси в морской среде при тех или иных видах деятельности человека в море, включая освоение нефтегазовых месторождений на шельфе.

Критерии и нормативы качества морской среды. В заключение данной темы следует остановиться на вопросе о биологически допустимых пределах содержания взвеси в морской воде. Речь идет по существу об экологических критериях качества морской среды и соответствующих стандартах, необходимых для защиты жизни в море и регулирования морского нефтегазового комплекса и других

видов деятельности на шельфе, которые приводят к возникновению шлейфов и облаков мутности в толще воды. Этот вопрос до сих пор остается дискуссионным как в России, так и за рубежом [Davies-Colley, 1991; Smith et al., 1991; Newcombe, 1994; Saux et al., 1996; Патин, 1999; ANZECC, 2000; ССМЕ, 2002; ЕРА, 2003а; Патин, 2004]. Не углубляясь в эту дискуссию, отметим, что общепринятого мнения относительно понятия «критерий качества водной среды» применительно к охране биоты в условиях повышенного содержания взвеси в водоемах до сих пор нет. Точно также существует расхождение мнений по поводу методологии оценок подобных критериев, стандартов и норм [Newcombe, Jensen, 1996; Berry et al., 2003; ССМЕ, 2002; ЕРА, 2003b; ЕРА, 2003c].

Возникающие при этом трудности вполне очевидны. Они вытекают из всей совокупности рассмотренных выше материалов, иллюстрирующих высокую изменчивость фонового содержания взвеси в море и очень широкие диапазоны толерантности разных видов и групп морских организмов к этому фактору среды. Отсюда следует, что обоснование каких-либо адекватных критериев «допустимости» содержания взвеси в морской воде возможно лишь с учетом колебаний природного фона взвешенного вещества в разных экологических зонах и особенностей реагирования на этот изменчивый фон многокомпонентной морской биоты. В этой связи трудно признать адекватной принятую в России величину ПДК 10 мг/л в качестве единственной нормы для «взвеси шельфовых морей» [Нормативы качества..., 2011]. Как мы убедились (см. разд. 6.2), в разных регионах и ситуациях фактическое содержание взвешенного вещества может многократно превышать этот показатель под влиянием сугубо природных процессов.

Принятые во многих странах нормативы (стандарты) допустимых уровней содержания взвеси в природных водах обычно основаны на санитарно-гигиенических или технических требованиях, которые относятся либо к источникам питьевого и технического водоснабжения, либо к районам рекреации (пляжи, курортные зоны и др.). Отметим, что в большинстве случаев биологические критерии и стандарты оказываются более жесткими, чем все другие системы нормирования качества водной среды. Иначе говоря, при выполнении требований защиты водной биоты, как правило, автоматически обеспечивается выполнение санитарно-гигиенических и других требований к качеству природных вод.

Многие из известных работ и рекомендаций по биологическим критериям допустимого содержания взвеси в природных водах относятся к пресноводным водоемам и водотокам. Одна из первых разработок в этой области [Alabaster, Lloyd, 1980], основанная на данных о действии взвешенных веществ на рыб, рекомендует следующие уровни «экологической защиты» пресноводных рыб:

- высокий уровень защиты — не более 25 мг/л;
- умеренный уровень защиты — от 25 до 80 мг/л;
- низкий уровень защиты от 80 до 400 мг/л;
- очень низкий уровень защиты — более 400 мг/л.

Позднее появились более сложные системы экологических критериев для оценки допустимых уровней содержания взвеси с учетом особенностей влияния этого фактора не только на рыб, но и на другие группы водной биоты [ANZECC, 2000; CSTF, 2003; ССМЕ, 2002; ЕРА, 2003b; ЕРА, 2003c].

Результаты нашей попытки решения аналогичной задачи для морских условий, опираясь на всю сумму рассмотренных выше материалов, сведены в табл. 6.9. В качестве экологически толерантных порогов (ЭТП) здесь приняты те уровни содержания взвеси в воде, которые не приводят к каким-либо необратимым нарушениям в морской биоте.

Таблица 6.9

Ориентировочные экологические критерии качества морской воды по условиям содержания взвеси для разных морских зон

Экологическая зона	Экологически толерантные пороги (ЭТП), мг/л	
	при хроническом воздействии не более	при кратковременном (до 5 сут) воздействии не более
Открытые воды (пелагаль)	1	5 мг/л (при фоне >1)
Шельфовая (неритическая) зона	10*	50 мг/л (при фоне >10)
Мелководные районы (заливы, бухты, лиманы, губы и др.)	100	200 мг/л (при фоне >100)
Приустьевая зона	100	200 мг/л (при фоне >100)

* В 2001 г. в России принят официальный норматив ПДК для минеральной взвеси в морской воде шельфовой зоны, равный 10 мг/л.

Вполне очевидно, что экологически толерантные (допустимые) пороги содержания взвеси в море должны быть разными для разных морских зон, и кроме того их следует дифференцировать в зависимости от времени воздействия (хроническое или кратковременное). С биогеохимических позиций в качестве таких уровней логично принять верхние пределы естественного колебания характерных фоновых и экстремальных концентраций взвеси, которые приведены в табл. 6.8. В то же время мы должны учитывать рассмотренные выше (см. табл. 6.6) и обобщенные на рис. 6.9 эколого-физиологические и токсикологические данные. Из которых, в частности, следует, что средние фоновые и экстремальные концентрации взвеси в приустьевой зоне моря, достигают здесь величин порядка 1000–10000 мг/л, и не могут быть приняты в качестве допустимых, поскольку при таких уровнях наблюдаются поражающие (в т. ч. летальные) эффекты для многих видов и сообществ морских организмов. Подобные эффекты в виде природных стрессов возникают, например, при резких повышении мутности воды во время сильных паводков.

В заключение следует еще раз обратить внимание на крайне высокую пространственно-временную изменчивость содержания взвешенного материала в морях и океанах. Это принципиально важное обстоятельство должно быть ключевым как при оценке последствий антропогенного нарушения природного фона взвеси в море, так и для обоснования соответствующих природоохранных критериев, стандартов и норм.

Выводы

1. Содержание взвешенного вещества в морях и океанах колеблется в очень широком диапазоне концентраций — от 0,01 до 1000 мг/л. Характерные средние (фоновые) уровни изменяются в следующих пределах:

- пелагиаль (открытые воды): от 0,01 до 1 мг/л при экстремальных значениях до 5 мг/л;
- шельфовая (неритическая) зона: от 1 до 10 мг/л при экстремальных значениях до 50 мг/л;
- приустьевые и мелководные области: от 10 до 100–1000 мг/л при экстремальных значениях более 1000 мг/л.

2. Экстремальные повышения мутности воды носят кратковременный характер и возникают в результате штормовых, ветровых и приливно-отливных явлений, а также при техногенном воздействии (дноуглубительные работы, прокладка подводных трубопроводов, строительство платформ и др.).

3. По вещественному составу взвесь пелагиали представлена в основном (>80 %) планктоном и органическим детритом, тогда как в остальных морских зонах доминирует неорганический терригенный материал (глинистые и обломочные минералы и др.). Дисперсность взвешенных частиц меняется в пределах 1–100 мкм с преобладанием в поверхностных водах пелитовой фракции с размерами частиц около 10 мкм.

4. Воздействие на морские организмы экстремальных (природных и техногенных) повышений содержания взвеси проявляется в снижении интенсивности фотосинтеза, поражении органов фильтрации, ухудшении условий питания и размножения, изменении поведения, а также в физиологических стрессах и гибели. Характер этих эффектов и их последствия сильно варьируют в зависимости от состава, дисперсности и концентрации взвешенного материала, времени воздействия, систематической принадлежности организмов, их стадии развития, местообитания и др.

5. Минимальная пороговая концентрация взвеси, при которой могут наблюдаться первые признаки неблагоприятных эффектов (обычно в виде снижения фотосинтеза водорослей и ухудшения фильтрационного питания беспозвоночных), составляет около 10 мг/л при хроническом воздействии. В пределах от 10 до 100 мг/л взвеси обычно возникают первичные стрессы и физиологические нарушения, которые носят обратимый характер и быстро компенсируются на уровне организмов и популяций. Еще выше по шкале концентраций находятся зоны сублетальных и летальных поражающих эффектов, расположенных соответственно в диапазоне 100–1000 мг/л и более 1000 мг/л.

6. В соответствии с известными системами классификации веществ по степени их опасности (токсичности) для морской биоты частицы взвеси в море (включая глинистые минералы и не загрязненные нефтью твердые буровые отходы) относятся к категории нетоксичных веществ, для которых величина LC_{50} (48–96 ч) превышает 1000 мг/л, а максимальные недействующие концентрации в хронических опытах (ПДК) — более 1 мг/л.

7. При обосновании критериев качества морской воды (экологически толерантные пороги — ЭТП) и соответствующих норм и стандартов по допустимому содержанию взвеси необходимо учитывать всю совокупность имеющихся материалов о природной изменчивости и распределении взвеси в море, а также эколого-физиологические и токсикологические данные о действии взвешенного вещества на основные группы морской биоты.

8. Впервые установленные ориентировочные ЭТП для взвеси в море дифференцированы в зависимости от условий среды (пелагиаль, шельф, приустьевые и мелководные зоны) и времени воздействия (хроническое, кратковременное). Для шельфовой зоны предложен максимальный ЭТП около 10 мг/л при постоянном присутствии взвеси и не более 50 мг/л при кратковременных (часы, сутки) повышениях мутности воды в результате природных процессов или хозяйственной деятельности на шельфе.

ЛИТЕРАТУРА

- Айбулатов Н.А. Деятельность России в прибрежной зоне моря и проблемы экологии.— М.: Наука, 2005.— 364 с.
- Айбулатов Н.А., Артюхин Ю.В. Геология шельфа и берегов Мирового океана.— Л.: Гидрометеоздат, 1993.— 304 с.
- Богданов Ю.А., Лисицын А.П. Взвеси и коллоиды // Химия океана. Т.1. Химия вод океана.— М.: Наука, 1979.— С. 325–336.
- Бульон В.В. Активность микрофлоры в прибрежных водах Земли Франца-Иосифа // Биологические основы промыслового освоения открытых районов океана.— М., 1985.— 101–108.
- Витюк Д.М. Взвешенное вещество и его основные биогенные компоненты.— Киев: Наукова думка, 1983.— 210 с.
- Витюк Д.М. Взвесь морской воды в районах интенсивного речного стока // Экспедиционные исследования в Средиземном и Черном морях в ноябре–декабре 1971 г.— Киев: Наукова думка, 1975.— С. 39–49.
- Витюк Д.М. Взвешенное вещество и его компоненты в Черном море // Гидробиологический журнал.— 1975.— Т. 11, №1.— С. 12–18.
- ВНИРО. Методические указания по установлению ПДК и ОБУВ загрязняющих веществ в морской воде.— М.: Изд-во ВНИРО, 1999.— 80 с.
- Емельянов Е.М., Шимкус К.М. Взвешенное вещество в Средиземном море и его минеральный состав // Океанология.— 1974.— Т. 1, №5.— С. 106–111.
- Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана.— Ленинград: Гидрометеоздат, 1989.— 528 с.
- Кавун В.Я. Влияние взвеси на накопление тяжелых металлов в тканях *Mytilus trossulus* из залива Петра Великого Японского моря // Биология моря.— 1995.— Т. 21, №3.— С. 216–219.
- Клеванный К.А., Шавыкин А.А. Моделирование распространения и осаждения взвешенных веществ при укладке подводного газопровода Штокмановского месторождения в Баренцевом море // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе.— 2008.— № 6.— С. 20–28.
- Косьян Р.Д., Пахомов В.И. Об изменении концентрации и состава взвешенных наносов во время шторма. // Океанология.— 1979.— Т. 19, №5.— С. 150–155.
- Кудерский Л.А., Лаврентьева Г.М. Оценка ущерба рыбохозяйственным водоемам от свалки грунтовых масс (применительно к восточной части Финского залива).— СПб: ГосНИОРХ, 1996.— 52 с.
- Лисицын А.П. Осадкообразование в океанах.— М.: Наука, 1974.— 438 с.
- Лисицын А.П. Лавинная седиментация и перерывы в осадконакоплении в морях и океанах.— М.: Наука, 1988.— 310 с.
- Лисицын А.П. Процессы терригенной седиментации в морях и океанах.— М.: Наука, 1991.— 270 с.
- Лисицын А.П. Маргинальный фильтр океанов // Океанология.— 1994.— Т. 34.— № 5.— С. 735–747.

- Максимова О.Б. Влияние повышенной мутности воды на структурно-функциональные характеристики фитопланктона // Тр. ГосНИОРХ.— 2006.— Вып.331.— С. 86–121.
- Матишов Г.Г., Никитин Б.А. (ред.). Научно-методические подходы к оценке воздействия газонефтедобычи на экосистемы морей Арктики.— Апатиты, 1997.— 393 с.
- Матишов Г.Г., Никитин Б.А., Сочнев О.Я. Экологическая безопасность и мониторинг при освоении месторождений углеводородов на арктическом шельфе.— М.: Газоил пресс, 2001.— 232 с.
- Матишов Г.Г., Шпарковский И.А., Костин Д.А., Назимов В.В. Влияние донных осадков на гидробионтов Баренцева моря при обустройстве Штокмановского газоконденсатного месторождения // Биология моря.— 1996.— Т. 22, №2.— С. 120–125.
- Матишов Г.Г., Шпарковский И.А., Муравейко В.М. Анализ токсичности буровых растворов, применяемых при поисково-оценочных работах на шельфе арктических морей // Докл. РАН.— 1998.— № 6.— С. 849–852.
- Медведев В.С., Кривоносова Н.М. Изучение количественного распределения взвеси в прибрежных водах Белого моря // Океанология.— 1968.— Т. 8, №6.— С. 1001–1016.
- Мокеева Н.П. Отклик морских биоценозов на сброс грунта // Итоги исследования в связи со сбросом отходов в море.— М.: Гидрометеиздат, 1988.— С. 89–104.
- Нейман А.А. Количественное распределение и трофическая структура бентоса на шельфах разных географических зон Мирового океана.— Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук.— М., 1985.
- Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения.— М.: Изд-во ВНИРО, 2011.— 257 с.
- Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана.— М.: Пищепромиздат, 1979.— 304 с.
- Патин С.А., Морозов Н.П. Микроэлементы в морских организмах и экосистемах.— М.: Пищепромиздат, 1981.— 153 с.
- Патин С.А. Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа.— М.: Изд-во ВНИРО, 1997.— 350 с.
- Патин С.А. Эколого-токсикологические материалы и подходы к оценке рыбохозяйственного ущерба от разработки морских нефтегазовых месторождений // Материалы международного семинара по проблеме оценки ущерба от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе.— М.: РАН, 1999.— С. 20–22.
- Патин С.А. Взвесь как природный и антропогенный фактор воздействия на морскую среду и гидробионты // Материалы международного семинара «Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ».— М.: Госкомрыболовство, 2000.— С. 177–183.
- Патин С.А. Методология оценки техногенного воздействия на морские экосистемы и биоресурсы при освоении нефтегазовых месторождений на шельфе // Водные ресурсы.— 2004.— Т. 31, №4.— С. 451–460.
- Патин С.А., Соколова С.А. Токсикологическое биотестирование буровых растворов, применяемых при буровых работах на шельфе Сахалина.— М.: ВНИРО, 1998.— 34 с.
- Постма Х. Взвешенное вещество в условиях моря // Основные проблемы океанологии.— М.: Наука, 1969.— С. 258–266.
- Пустельников О.С. Количественное распределение взвеси в центральной и юго-восточной части Балтийского моря // Океанология.— 1969.— Т. 9, №6.— С. 815–820.
- Рыбалко А.Е. Геоморфологическое определение береговой зоны // Береговая зона: термины и определения в российской и зарубежной практике.— СПб: ОО «КЕ Ассоциация», 2005.— С. 8–14.
- Савенко В.С. О соотношении биогенной и терригенной взвеси в океане // Докл. РАН.— 1999.— Т. 364, №2.— С. 251–254.
- Свиренко И.П. Количественное распределение водной взвеси в Атлантическом океане // Океанология.— 1970.— Т. 10, №3.— С. 474–478.
- Суслопарова О.Н., Огородникова В.А., Волхонская Н.И. Воздействие повышенной мутности воды, возникающей при выполнении гидротехнических работ, на структурно-функциональные характеристики зоопланктона // Тр. ГосНИОРХ.— 2006.— Вып.331.— С. 274–334.

- Ткалин А.В., Ройл Д.Дж., Сергушеева О.О. Некоторые результаты экологического мониторинга Пильгун-Астохской площади в 1998 г. // Гидрометеорологические и экологические условия дальневосточных морей: оценка воздействия на морскую среду.— Владивосток: Дальнаука, 1999.— С. 145–160.
- Ткаченко В.Н. Состояние морских биоценозов в районах дампинга грунтов // Исследование процессов при сбросе отходов в море // Труды ГОИН.— 1985.— Вып. 174.— С. 52–59.
- Тримонис Э.С., Шимкус К.М. Количественное распределение взвеси в Черном море // Океанология.— 1976.— Т. 16, №4.— С. 120–125.
- Хрусталев Ю.П. Основные проблемы геохимии седиментогенеза в Азовском море.— Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1999.— 247 с.
- Шавыкин А.А., Соколова С.А., П.С. Ващенко П.С. Взвесь при гидротехнических работах на шельфе. I. Время существования и размеры зон распространения // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе.— 2011.— № 2.— С. 8–12.
- Шавыкин А.А., Соколова С.А., П.С. Ващенко П.С. Взвесь при гидротехнических работах на шельфе. II. Оценка воздействия на биоту при расчете ущерба рыбным запасам // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе.— 2011.— № 3.— С. 30–35.
- Шаповалов Е.Н., Ткалин А.В., Климова В.Л. Влияние дампинга грунтов на качество морской среды и биоту // Метеорология и гидрология.— 1989.— № 6.— С. 82–88.
- Шерстнева О.А. Влияние замутненности воды на численность и продуктивность погруженных макрофитов восточного побережья Финского залива // Тр. ГосНИОРХ.— 2006.— Вып.331.— С. 12–35.
- Alabaster J.S., Lloyd R. Water quality criteria for freshwater fish.— London, Boston: Butterworths, 1980.— 298 p.
- ANZECC (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council). Australian and New Zealand Guidelines for fresh and marine water quality. Volume 1, the Guidelines.— Canberra, ACT Australia: Agricultural and Resources Management Council of Australia and New Zealand (ARM-CANZ), 2000.
- Auld A.H., Schubel J.R. Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: A laboratory assessment // Estuarine and Coastal Marine Science.— 1978.— Vol. 6.— P. 153–164.
- Baffi F., Ianni C., Soggia F., Abelmoschi M.L., Tucci S., Frache R. Correspondence between hydrology and particulate metal concentrations along Mediterranean vertical profiles // Mar. Poll. Bull.— 1997.— Vol. 34, No.6.— P. 479–485.
- Birklund J., Wijsman J.W.M. Aggregate extraction. A review on the effect on ecological functions.— Report prepared for EC Fifth Framework Programme Project SANDPIT.— 2005.— 55 p.
- Barretto H.T., Summerhayes C.P. Oceanography and suspended matter of northeastern Brazil // J. Sediment. Petrol.— 1975.— Vol. 45, No.4.— P. 882–883.
- Berry W., Rubinstein N., Melzian B., Hill B. The biological effects of suspended and bedded sediment (SABS) in aquatic systems: a review.— United States Environmental Protection Agency (US EPA), 2003.— 58 p.
- Biggs R.B. Coastal bays. Ch. 2 // In: Coastal sedimentary environments. Ed. by R.A. Davis Jr.— New York: Springer-Verlag, 1978.
- Bothner M.N., Parmenter C.M., Milliman J.D. Temporal and spatial variations in suspended matter in continental shelf and slope waters off the northeastern United States // Estuar. Coast. Shelf Sci.— 1981.— Vol. 13.— P. 213–234.
- Bricelj V.M., Malouf R.F., de Quillfeldt C. Growth of juvenile *Meceneria mercenaria* and the effect of resuspended bottom sediments // Marine Biology.— 1984.— Vol. 84, No. 2.— P. 167–173.
- Caux P.-Y., Moore D.R.J., MacDonald D. Ambient water quality criteria for turbidity, suspended and benthic sediments in British Columbia. Technical appendix. Prepared for British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks, Water Quality Branch.— Victoria, BC, 1996.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: total particulate matter // Canadian environmental quality guidelines.— CCME, 2002.— 15 p.
- Cranford P.J., Gordon D.C. The influence of dilute clay suspensions on sea scallop (*Placopecten magellanicus*) feeding activity and tissue growth // Netherlands Journal of Sea Research.— 1992.— Vol. 30.— P. 107–120.

- Cranford P.J., Grant J. Particle clearance and absorption of phytoplankton and detritus by the sea scallop *Placopecten magellanicus* (Gmelin) // J. Exp. Mar. Biol. Ecol.— 1990.— Vol. 137.— P. 105–121.
- Cranswick D. Brief overview of Gulf of Mexico OCS oil and gas pipelines: installation, potential impacts, and mitigation measures.— OCS Report MMS 2001-067.— 2001.— 25 p.
- CSTF (Contaminated Sediments Task Force). Effects of resuspended sediments due to dredging operations.— Anchor Environmental, CA L.P., California, 2003 — 55 p.
- Davis H.C. Effects of turbidity producing materials in seawater on eggs and larvae of the clam (*Venus (mercenaria) mercenaria*) // Biol. Bull.— 1960.— Vol. 118.— P. 48–54.
- Davies-Colley R.J. Guidelines for optical quality of water for protection from damage by suspended solids. Consultancy Report No. 6213/1.— Hamilton, New Zealand: Water Quality Centre, 1991.
- Drake D.E., Kolpack R.L., Fischer P.J. Sediment transport on the Santa Barbara Channel, California // Swift D.J.P., Duane D.B., Pilkey O.H. (eds.). Shelf sediment transport: Process and pattern.— Stroudsburg, Pennsylvania: Dowden, Hutchinson & Ross, Inc, 1972.— P. 307–320.
- Edelvang K. Tidal variation in the settling diameters of suspended matter on a tidal mud flat // Halgolandere Meeresunters.— 1997 — Vol. 51, No.3.— P. 269–279.
- Emery K.O. Continental margins of the world // Geology of the East Atlantic continental margin.— Cambridge, 1970.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). Ambient water quality criteria for dissolved oxygen, water clarity and chlorophyll *a* for Chesapeake Bay and tidal tributaries.— U.S.EPA, Chesapeake Bay Program Office, Annapolis MD.— 2003.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). Developing water quality criteria for suspended and bedded sediments (SABS). Potential approaches.— U.S. EPA Science Advisory Board Consultation, Office of Science and Technology (OST).— 2003a.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). Strategy for water quality standards and criteria: setting priorities to strengthen the foundation for protecting and restoring the nation's waters.— U.S. EPA, Office of Water (EPA-823-R-03-010).— 2003b.
- Fernandes M.B., Sicre M.-A., Boireau A., Tronczynsky J. Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distribution in the Seine River and its estuary // Mar. Pollut. Bull.— 1997.— Vol. 34, No.11.— P. 857–867.
- Flemer D.A., Dovel W.L., Pfitzenmeyer H.T., Ritchie D.E. Biological effects of spoil disposal in Chesapeake Bay // Journal of the Sanitary Engineering Division.— 1968.— Vol. 94.— P. 683–706.
- ICES (International Council for the Exploitation of the Sea). Effects of extraction of marine sediments on fisheries // ICES Cooperative Research Report.— 1992.— No. 182.— 78 p.
- ICES (International Council for the Exploitation of the Sea). Report of the Working Group on the extraction of marine sediments on the marine ecosystem.— Copenhagen, 1998.— 127 p.
- Ingle R.M. Studies on the effects of dredging operations upon fish and shellfish // Florida State Board of Conservation Technical Series.— 1952.— No. 5.— 26 p.
- Galloway B.L., Gazey W.J., Colonell J.M., Niedoroda A.W., Herlugson C.J. The Endicott Development Project — a preliminary assessment of the impacts from the first major offshore oil development in the Alaskan Arctic // Am. Fish. Soc. Symp.— 1991.— Vol. 11.— P. 42–80.
- Garakouei M.Y., Pajand Z., Tatina M., Khara H. Median lethal concentration (LC₅₀) for suspended sediments in two sturgeon species, *Acipenser persicus* and *Acipenser stellatus* fingerlings // Journal of Fisheries and Aquatic Science.— 2009.— Vol. 4, No.6.— P. 285–295.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). The state of the marine environment // GESAMP Report and Studies.— 1990.— No. 39.— 114 p.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Anthropogenic influences on sediment discharge to the coastal zone and environmental consequences // GESAMP Report and Studies.— 1994.— No. 52.— 67 p.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Report of the twenty-seventh session of GESAMP // GESAMP Report and Studies.— 1997.— No. 63.— 48 p.
- Gibbs R.J. (ed.). Suspended solids in water.— New York and London: Plenum Press, 1974.
- Gremare A., Amouroux J.M., Chabeni Y., Charles F. Experimental study of the effect of kaolinite on the ingestion and the absorption of monospecific suspensions of *Pavlova lutheri* by the filter-feeding bivalve *Venus verrucosa* // Vie Milieu.— 1998.— Vol. 48, No.4.— P. 295–307.

- Griffini F.J., Smith E.H., Vines C.A., Cherr G.N. Impacts of suspended sediments on fertilization, embryonic development, and early larval life stages of the pacific herring, *Clupea pallasii* // Biology Bulletin.— 2009.— Vol. 216.— P. 175–187.
- Hall S.J. Physical disturbance and marine benthic communities: Life in unconsolidated sediments // Oceanography and Marine Biology: an Annual Review.— 1994.— Vol. 32.— P. 179–239.
- Hamerlynck O., Hostens K., Mees J., Arellano R.V., Cattrijsse A., van de Vyver P., Craeymeersch J.A. The ebb tidal delta of the Grevelingen: a man-made nursery for flatfish? // Netherlands Journal of Sea Research.— 1992.— Vol. 30.— P. 191–200.
- Hawkins A.J.S., James M.R., Hickman R.W., Hatton S., Weatherhead M. Modelling of suspension-feeding and growth in the green-lipped mussel *Perna canaliculus* exposed to natural and experimental variations of seston availability in the Marlborough Sounds, New Zealand // Marine Ecology Progress Series.— 1999.— Vol. 191.— P. 217–232.
- Hobson L.A. The seasonal and vertical distribution of suspended particulate matter in an area of the North-East Pacific Ocean // Limnol. and Oceanogr.— 1967.— Vol. 12, No.2.— P. 642–649.
- Jacobs M.B., Ewing W. Suspended particulate matter: Concentration in the major oceans. // Science.— 1969.— Vol. 163, No.3865.— P. 380–383.
- Johnson R.G. Particulate matter in the sediment-water interface in coastal environments // J. Mar. Res.— 1974.— Vol. 32, No.2.— P. 313–330.
- Joint I.R. The microbial ecology of the Bristol Channel // Mar. Pollut. Bull.— 1984.— Vol. 15, No.2.— P. 62–67.
- Kennedy V.S. (ed.). The estuary as a filter // Orlando: Academic Press, 1984.
- Kiorboe T., Mohlenberg F., Nohr O. Feeding, particle selection and carbon absorption in *Mytilus edulis* in different mixtures of algae and resuspended bottom material // Ophelia.— 1980.— Vol. 19.— P. 193–205.
- Kiorboe T., Mohlenberg F., Nohr O. Effects of suspended bottom material on growth and energetics in *Mytilus edulis* // Marine Biology.— 1981.— Vol. 61, No.4.— P. 283–288.
- LeGore R.S., DesVoigne D.M. Absence of acute effects on three-spine sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) and coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) exposed to resuspended harbour sediment contaminants // J. Fish. Res. Bd. Can.— 1973.— Vol. 30, No.8.— P. 1240–1242.
- Manheim F.T., Meade R.H., Bond G.C. Suspended matter in the surface waters of the Atlantic continental margin from Cape Cod to the Florida Keys // Science.— 1970.— Vol. 167, P.371–376.
- Mathers N.F. Some comparative aspects of filter feeding in *Ostrea edulis* L. and *Crassostrea angulata* (Lam.) (Molluska: Bivalvia) // Proc. Malac. Soc. Lond.— 1974.— Vol. 41.— P. 89–97.
- McArthur Ch., Ferry R., Proni J. Development of guidelines for dredging material disposal based on abiotic determinants of coral reef community structure // Proceedings of the Third Specialty Conference on Dredging and Dredged Material Disposal Coasts, Oceans, Ports, and Rivers Institute (COPRI) of ASCE (May 5, 2002).— Orlando, FL USA, 2002.
- McKee J.E., Wolf H.W. Water quality criteria.— California State Water Resources Control Board. 2nd ed., 1963.
- McManus J.P., Prandle D. Determination of source concentrations of dissolved and particulate trace metals in the Southern North Sea // Mar. Pollut. Bull.— 1996.— Vol. 32, No.6.— P. 504–512.
- Mertes I., Hickman M., Waltenberger B., Bortman A.L. Synoptic views of sediment plumes, and coastal geography of the Santa Barbara Channel, California.— Hydrological Processes.— 1998.— Vol. 12.— P. 967–979.
- Mitchell D.G., Morgan J.D., Vigers G.A., Chapman P.M. Acute toxicity of mine tailings to marine species // Mar. Pollut. Bull.— 1985.— Vol. 16, No.11.— P. 450–455.
- Mohlenberg F., Kiorboe T. Growth and energetics in *Spisula subtruncata* (Da Costa) and the effect of suspended bottom material // Ophelia.— 1981.— Vol. 20.— P. 79–90.
- Morgan R.P., Rasin V.J., Noe L.A. Hydrographic and ecological effects of enlargement of the Chesapeake and Delaware Canal. Appendix XI: Effects of suspended sediments on the development of eggs and larvae of striped bass and white perch // University of Maryland National Research Institute.— 1973.— Ref. 73–110.— 15 p.
- Morse M.P., Robinson W.E., Wehling W.E. The effects of sublethal concentrations of the drilling mud components attapulgit and Q-broxin on the structure and function of the gill of the scallop *Placopecten*

- magellanicus* (Gmelin) // Physiological mechanisms of marine pollution toxicity.— New York: Academic Press, 1982.— P. 235–259.
- Muschenheim D.K., Milligan T.G. Flocculation and accumulation of fine drilling waste particulates on the Scotian Shelf (Canada) // Mar. Pollut. Bull.— 1996.— Vol. 32, No.10.— P. 740–745.
- Muschenheim D.K., Milligan T.G. Benthic boundary layer processes and seston modification in the Bay of Fundy (Canada) // Vie Milieu.— 1998.— Vol. 48, No.4.— P. 285–294.
- Navarro J.M., Widdows J. Feeding physiology of *Cerastoderma edule* (L.) in response to a wide range of seston concentrations // Marine Ecology Progress Series.— 1997.— Vol. 152.— P. 175–186.
- Newcombe C.P. Suspended sediment in aquatic ecosystems: Ill effects as a function of concentration and duration of exposure.— British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks, British Columbia, Canada.— 1994.— 298 p.
- Newcombe C.P., Jensen J.O.T. Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact // North American Journal of Fisheries Management.— 1996.— Vol. 16.— P. 693–727.
- NTIS (National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce). Effects of suspended and deposited sediments on estuarine organisms, Phase II.— National Resources Institute College Park, 1974.
- NTIS (National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce). Suspended and dissolved solids effects on freshwater biota: a review.— Utah State University, Logan, 1977.
- OSPAR. (OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). Quality Status Report 2000.— London: OSPAR Commission, 2000.— 108 p.
- Oviatt C.A., Nixon S.W. Sediment resuspension and deposition in Narragansett Bay // Estuar. Coast. Mar. Sci.— 1975.— Vol. 3.— P. 201–217.
- Paffenhofer G.-A. The effects of suspended «red mud» on mortality, body weight, and growth of the marine planktonic copepod, *Calanus helgolandicus* // Water, Air and Solt Pollution.— 1972.— Vol. 1.— P. 314–321.
- Palmer R., Williams L. Effect of particle concentration on filtration efficiency by the bay scallop *Argopecten irradians* and the oyster *Crassostrea virginica* // Ophelia.— 1980.— Vol. 19.— P. 163–174.
- Parsons T.R. Suspended organic matter in sea water // Progress in oceanography. Vol.1.— Oxford: Pergamon Press, 1963.— P. 205–239.
- Patin S.A. Pollution and biological resources of the oceans.— London: Butterworth Scientific, 1982.— 290 p.
- Peddicord R.K. Direct effects of suspended sediments on aquatic organisms // Contaminants and Sediments. Vol. I. Fate and Transport case studies, modeling, toxicity.— Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science Publishers, 1980.— 501–536.
- Puls W., Heinrich H., Mayer B. Suspended particulate matter budget for the German Bight // Mar. Pollut. Bull.— 1997.— Vol. 34, No.6.— P. 398–409.
- Riisgard H.U. Efficiency of particle retention and filtration rate in 6 species of northeast American bivalves // Mar. Ecol. Prog. Ser.— 1988.— Vol. 45.— P. 217–223.
- Schubel J.R. Effects of tropical storm Agnes on the suspended solids of the Northern Chesapeake Bay // Gibbs R.J. (ed.). Suspended solids in water.— New York and London: Plenum Press, 1974.— P. 113–130.
- Schubel J.R., Carter H.H. The estuary as a filter for fine-grained suspended sediment // Kennedy V.S. (ed.). The estuary as a filter.— Orlando: Academic Press, 1984.— P. 81–105.
- Schubel J.R., Wang J.C.S. The effects of suspended sediments on the hatching success of *Perca flavescens* (yellow perch), *Morone americana* (white perch), *Morone saxatilis* (striped bass), and *Alosa pseudoharengus* (alewife) eggs // Chesapeake Bay Institute, The John Hopkins University, Special Report.— 1973.— No. 30, Ref. 73.— 77 p.
- Sherk J.A., O'Connor J.M., Neumann D.A. Effects of suspended and deposited sediments on estuarine environment // Estuarine Res.— 1975.— Vol. 2.— P. 541–558.
- Smith D. G., Craig A.M., Croxer G.F. Water clarity criteria for bathing waters based on user perceptions // Journal of Environmental Management.— 1991.— Vol. 33.— P. 285–299.
- Stanley D.J., Swift D.J.P. (eds.). Marine sediment transport and environmental management.— New York — London — Sydney — Toronto: John Wiley & Sons, 1975.
- Stevens P.M. Response of excised gill tissue from the New Zealand scallop *Pecten navaezelandiae* to suspended silt // New Zeal. J. Mar. Fresh. Res.— 1984.— Vol. 21.— P. 605–614.

- Stewart P.L., Levy H.A. Ocean disposal overview: Dredging and ocean disposal in a coastal harbour, Charlottetown, Prince Edward Island. Report to Environment Canada, Atlantic Region, Dartmouth.— Windsor, Nova Scotia: Envirosphere Consultants Limited, 2009.— 125 p.
- Swift D.J.P., Duane D.B., Pilkey O.H. (eds.). Shelf sediment transport: Process and pattern.— Stroudsburg, Pennsylvania: Dowden, Hutchinson & Ross, Inc, 1972.
- Trefry J.H., Metz S., Nelsen T.A., Trocine R.P., Eadie B.J. Transport of particulate organic carbon by the Mississippi River and its fate in the Gulf of Mexico // Estuary.— 1994.— Vol. 17.— P. 839–849.
- Uncles R.J., Joint I., Stephens J.A. Transport and retention of suspended particulate matter and bacteria in the Humber-Ouse Estuary, United Kingdom, and their relationship to hypoxia and anoxia // Estuaries.— 1998.— Vol. 21, No.4A.— P. 597–612.
- Urban E.R., Langdon C.J. Reduction in costs of diets for the American oyster, *Crassostrea virginica* (Gmelin), by use of non-algal supplements // Aquaculture.— 1984.— Vol. 38.— P. 277–291.
- Warwick R.M. The benthic ecology of the Bristol Channel // Mar. Pollut. Bull.— 1984.— Vol. 15.— No. 2.— P. 70–76.
- Westerberg H., Ronnback P., Frimansson H. Effects of suspended sediments on cod eggs and larvae and on the behaviour of adult herring and cod // Report of the ICES Working Group on the extraction of marine sediments on the marine ecosystem.— Copenhagen, 1996.
- Wilber D.H., Clark D.G. Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries // North American Journal of Fisheries Management.— 2001.— Vol. 21.— P. 855–875.
- Widdows J., Brinsley M., Salkeld P.N., Elliott M. Use of annular flumes to determine the influence of current velocity and bivalves on material flux at the sediment-water interface // Estuaries.— 1998.— Vol. 21, No.4A.— P. 552–559.
- Widdows J.P., Fieth P., Worrall C.M. Relationships between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis* // Marine Biology.— 1979.— Vol. 50.— P. 195–207.
- Williams R. Zooplankton of the Bristol Channel and Severn Estuary // Mar. Pollut. Bull.— 1984.— Vol. 15, No.2.— P. 66–70.
- Winter J.E. Feeding experiments with *Mytilus edulis* at small laboratory scale. II. The influence of suspended silt in addition to algal suspensions on growth // Proc. 10th EMBS.— Wetteren: Universal Press, 1976.— P. 583–600.
- Zeitzschel B. The quantity, composition and distribution of suspended particulate matter in the Gulf of California // Marine Biology.— 1970.— Vol. 7.— P. 305–318.

СПИСОК ПРИНЯТЫХ СОКРАЩЕНИЙ

АСЭВ	Анализ совокупной экологической выгоды
АУВ	Алифатические углеводороды
БаП	Бенз(а)пирен
БРВО	Буровой раствор на водной основе
БРНО	Буровой раствор на нефтяной основе
БРСО	Буровой раствор на синтетической основе
БТЭК	Бензол, толуол, этилбензол, ксилен
ГИС	Географическая информационная система
ИМО (ИМО)	Международная морская организация
ЛСК ₅₀ (LC ₅₀)	Летальная медианная концентрация медианная
ЛАРН	Ликвидация аварийных разливов нефти
ЛОВ	Летучие органические вещества
МАРПОЛ 73/78	Международная конвенция по предупреждению загрязнения моря с судов
МНГК	Морской нефтегазовый комплекс
ОВОС	Оценка воздействия на окружающую среду
ООПТ	Особо охраняемые природные территории
ОСПАР (OSPAR)	Конвенция по защите морской среды Северо-Восточной Атлантики
ОЧМП	Особо чувствительные морские районы
ОЭР	Оценка экологического риска
ПАУ	Полициклические ароматические углеводороды
ПАВ	Поверхностно активные вещества
ПДК	Предельно допустимая концентрация
ПДС	Предельно допустимый сброс
ПДВВ	Предельно допустимое вредное воздействие
ПМС	Поверхностный микрослой
РПК	Рейдовые перегрузочные комплексы
СПГ	Сжиженный природный газ
ХОВ	Хлорорганические вещества
ХЕЛКОМ (HELCOM)	Хельсинская конвенция по защите морской среды района Балтийского моря
ШГКМ	Штокманское газоконденсатное месторождение
ЭБЗР	Экологически и биологически значимые районы
ЭК ₅₀ (EC ₅₀)	Эффективная медианная концентрация
ЭНУ	Экстрагируемые нефтяные углеводороды

ОСНОВНЫЕ ТЕРМИНЫ И ОПРЕДЕЛЕНИЯ

Адвекция	Перенос примеси (например, нефтяной пленки) в горизонтальном направлении
Алифатические углеводороды (алканы)	Насыщенные (парафиновые) углеводороды с прямой или разветвленной цепью атомов углерода
Антропогенное (техногенное) воздействие	Совокупное проявление любых форм деятельности человека, которые приводят к явным или скрытым нарушениям состояния экосистем, гидрологии и геоморфологии водных объектов, снижению их рыбохозяйственной и рекреационной ценности и другим негативным последствиям экологического, экономического и социального характера
Ароматические углеводороды (арены)	Ненасыщенные циклические соединения с одним или более бензольным кольцом в структуре молекулы
Ассимиляционная емкость (экологический резерв)	Максимальное количество загрязняющих веществ, которое может быть накоплено, трансформировано и выведено за пределы экосистемы без нарушения ее структуры и функций
Бактериопланктон	Сообщества микроорганизмов, обитающих во взвешенном состоянии в толще воды
Балластные воды (жидкий балласт)	Объем забортной воды, забираемый на судно для контроля его осадки и устойчивости
Баррель нефтяной	Единица измерения объема нефти, равная 42 галлонам, или 158,988 л
Бенталь	Морское дно, заселенное организмами, обитающими на поверхности донных осадков или в их толще
Бентос	Совокупность организмов (популяций, сообществ), обитающих на морском дне или в толще донных осадков
Биоаккумуляция	Процесс накопления веществ в живых организмах путем прямого усвоения из окружающей среды (биосорбция) или с пищей
Биогены	Нитраты, фосфаты и другие минеральные и органические вещества, необходимые для жизнедеятельности водных организмов
Биодegradация	Процессы превращения и распада веществ в результате деятельности микроорганизмов в среде и за счет метаболизма в живых организмах
Биологическое потребление кислорода (БПК)	Количество растворенного в воде кислорода, потребляемого микроорганизмами для окисления органического вещества в единице объема за единицу времени
Биомаркер	Биохимический, физиологический или иной субклеточный показатель состояния организмов, изменение которого может служить доказательством реакций стресса, вызванного присутствием специфических токсикантов (например, ПАУ)
Биоседиментация	Выведение природных и техногенных компонентов морской среды на дно с остатками обитателей пелагиали (в основном зоопланктона)

Биота	Исторически сложившийся комплекс живых организмов, обитающих в том или ином регионе
Биотоп	Относительно однородное по абиотическим факторам среды местообитание (водная толща, донные осадки и др.) водных организмов, популяций, сообществ
Биотестирование (токсикологический контроль)	Оценка качества объектов окружающей среды (воды, донных осадков и др.) по ответным реакциям живых организмов, являющихся тест-объектами
Биофильтрация	Извлечение взвешенных веществ из воды в процессе питания планктонных и бентосных организмов-фильтраторов (копеподы, мидии и др.)
Бункерное топливо	Разновидности мазута и дизельного топлива, которые используются в качестве горючего на судах
Выветривание	Испарение, растворение, диспергирование, окисление и другие процессы, в результате которых происходит деградация нефти и исчезновение нефтяных пленок в море и на берегу
Газоконденсаты	Природная система взаиморастворенных газообразных и легкокипящих жидких нефтяных углеводородов, находящихся в термодинамических условиях земных недр в газообразном или парообразном фазовом состоянии
Газы нефтяные попутные	Находящиеся в нефтяной залежи в растворенном в нефти состоянии (в отличие от свободных газов газовой шапки) и выделяющиеся из нее при снижении давления.
Гипоксия	Отсутствие или низкие уровни содержания кислорода в морской среде
Гипонейстон	Совокупность организмов (популяций, сообществ), обитающих в приповерхностной пленке на границе раздела моря с атмосферой
Диспергенты	Смесь поверхностно-активных веществ и растворителей, при нанесении на пленку нефти понижает ее поверхностное натяжение и переводит в толщу воды в форме мелких устойчивых капель, которые быстро рассеиваются и разлагаются под действием нефтеокисляющих бактерий
Загрязнение морей	Внесение человеком (прямо или косвенно) веществ или энергии в морскую среду (включая эстуарии), приводящее к таким вредным эффектам, как ущерб живым ресурсам, угроза здоровью человека и затруднения для деятельности в море, включая рыболовство, ухудшение качества морской среды и рекреационные возможности
Загрязнение фоновое	Антропогенное повышение содержания концентрации вещества в морской среде, которое не приводит к каким-либо вредным последствиям и нарушениям в морских экосистемах
Защитные участки акваторий	Акватории, выделяемые для охраны мест обитания редких, находящихся под угрозой исчезновения и ценных в хозяйственном и научном отношении объектов животного мира, где запрещены или регламентируются отдельные виды деятельности

Зостера (взморник)	Род многолетних морских трав семейства взморниковых, широко распространенных у литоральных побережий северных и средних широт
Импактная зона	Участок морской акватории, подверженный прямому антропогенному воздействию в результате удаления отходов, строительства, судоходства, добычи углеводородов и других видов морской деятельности
Индикатор (фактор)	Любой параметр либо связанный с ним показатель, который дает информацию о состоянии окружающей среды и биоты и их изменениях под влиянием тех или иных воздействий
Индекс	Обобщенная количественная мера (характеристика) индикаторов, выражаемая в условной шкале интенсивности того или иного воздействия, нарушения или эффекта
Инфауна	Совокупность организмов, обитающих в толще донных отложений
Ихтиопланктон	Икра и личинки рыб, пассивно плавающие в толще воды
Концентрация летальная медианная	Концентрация вредного вещества в среде, при которой погибает 50 % опытных организмов за определенный промежуток времени
Концентрация пороговая	Минимальная действующая концентрация вещества в среде, вызывающая изменение какого-либо показателя состояния организма
Копеподы	Планктонные ракообразные, широко распространенные в морях умеренных и северных широт
Ксенобиотики	Вещества, появление которых в природе связано только с деятельностью человека (ДДТ и его производные, стронций-90 и др.)
Кумулятивные воздействия и эффекты	Интегральное проявление совместного долговременного (хронического) влияния разных факторов и видов хозяйственной деятельности на состояние экосистем и биоресурсов
Литораль	Экологическая зона шельфа, занимающая прибрежную донную часть мелководья и подверженная воздействию приливов и отливов
Макрофиты	Крупные высшие (сосудистые) растения, а также прикрепленные низшие и плавающие водоросли
Меропланктон	Личиночные стадии развития беспозвоночных, которые протекают в толще воды и обеспечивают их широкое распространение в прибрежной зоне
Миграция анадромная	Миграция рыб (лососевых, осетровых) в целях размножения из морей в реки
Мониторинг экологический	Процесс выполняемых с определенной целью повторных наблюдений одного или нескольких компонентов окружающей среды в соответствии с заранее установленной пространственно-временной схемой и с использованием сопоставимой методологии для сбора данных и оценки изменений экологической ситуации
Нарушение биоты	Многофакторный процесс, обусловленный природными явлениями или деятельностью человека, который приводит к реакциям биологической системы

Нектон	Обитатели пелагиали, способные к активному передвижению на значительные расстояния (рыбы, кальмары, киты и др.)
Нематоды	Круглые черви, обитающие в толще донных грунтов
Неритическая зона	Прибрежная часть пелагиали над шельфом с глубинами менее 200 м
Организмы-мониторы	Морские организмы, нарушения состояния которых (по показателям химического состава и физиолого-биохимическим изменениям) могут служить для обнаружения и оценки последствий антропогенного воздействия
Особо охраняемые водные объекты	Природные водные экосистемы, имеющие особое природоохранное значение, которые могут включать в себя участки внутренних морских вод и территориального моря, а также устья водных объектов и места нереста ценных видов рыб
Особо уязвимый морской район	Акватория и прилегающая часть берега в пределах внутренних морских вод и прибрежной зоны, основные характеристики и параметры состояния которых дают основания для вывода об относительно высоком (по сравнению с другими морскими участками) риске возникновения долговременных экологических нарушений в результате антропогенного воздействия
Острые эффекты	Эффекты, которые возникают внезапно и продолжаются короткое время
Оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС)	Процедура системного анализа последствий того или иного вида деятельности с целью обеспечения экологической безопасности и соблюдения экологических норм и требований
Пелагиаль	Экологическая зона, охватывающая водную толщу открытого моря. Служит местообитанием видов, не связанных с морским дном
Пищевая (трофическая) цепь	Путь движения вещества (источник энергии и строительный материал) в экосистеме от одного организма к другому
Сестон	Обитающие в воде мелкие организмы (планктон), а также взвешенные в воде неорганические и органические частицы (детрит)
Скиммеры	Специальные плавучие средства для локализации и сбора нефти с водной поверхности
Слик	Область выглаживания ряби в форме гладких полос или пятен на поверхности моря
Пластовые воды	Водные массы в нефтегазоносных геологических структурах, которые сопутствуют продукции скважин и выносятся на поверхность при добыче углеводородов
Планктон	Совокупность пассивно плавающих в толще воды организмов (водоросли, мелкие ракообразные, простейшие и др.), не способных к самостоятельному передвижению на значительные расстояния
Полихеты	Мелкие многощетинковые черви, обитающие в донных илистых отложениях с высоким содержанием органического вещества
Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ)	Ненасыщенные циклические соединения с 5 и более бензольными кольцами в структуре молекулы

Предельно допустимая концентрация (рыбохозяйственная)	Экспериментально установленное максимально допустимое постоянное содержание в воде вредного вещества и его метаболитов, при котором в водоеме не возникают последствия, снижающие его рыбохозяйственную ценность и затрудняющие его рыбохозяйственное использование
Предельно допустимый сброс (ПДС)	Масса вещества в сточной воде, максимально допустимая к отведению с установленным режимом в конкретном месте в единицу времени с целью обеспечения норм качества природной воды в контрольном створе
Принцип предосторожности	Один из наиболее радикальных природоохранных принципов, согласно которому любая хозяйственная деятельность, признанная потенциально опасной для человека или окружающей среды, должна быть запрещена, пока не будут получены надежные научные доказательства несостоятельности этого априорного утверждения
Реколонизация	Повторное заселение прибрежных и литоральных субстратов беспозвоночными и водорослями за счет способности их личинок и спор к пассивной миграции в составе меропланктона
Самоочищение	Способность водных экосистем к разрушению и элиминации загрязняющих веществ (в том числе нефти) в результате природных физических, химических и биологических процессов
Сестон	Обитающие в воде мелкие организмы (планктон), а также взвешенные в воде неорганические и органические частицы (детрит)
Сипы	Природные выходы (просачивание) нефти и газа на морском дне
Скиммеры	Специальные плавучие средства для локализации и сбора нефти с водной поверхности
Слик	Область выглаживания ряби в форме гладких полос или пятен на поверхности моря
Стресс	Реакция биологической системы на сильные (природные и антропогенные) воздействия, направленная на сохранение оптимальных параметров жизнеспособности (гомеостаза)
Стрессор	Агент (фактор), вызывающий ответную реакцию биологической системы в форме стресса
Сублитораль	Мелководная часть морского дна, прилегающая к литорали (обычно на глубинах до 100 м)
Сукцессия	Последовательная смена биотических сообществ, преемственно возникающих в одном и том же местообитании под влиянием природных или антропогенных факторов
Супралитораль	Изредка заливаемая часть берега в зоне заплеска волн и самых высоких приливов
Тест-объекты	Организмы, используемые в токсикологических исследованиях и в системах биотестирования для оценки токсичности (вредности) среды
Толерантность	Способность организмов противостоять вредному (стрессовому) воздействию

Уязвимость экологическая	Вероятность (риск) потенциально возможного нарушения (повреждения) компонентов экосистемы в ситуациях воздействия вредного (стрессового) фактора
Факторы воздействия	Виды деятельности человека и вызываемые ими нарушения в морской среде, которые приводят к негативным последствиям для морских организмов, популяций и экосистем
Химические маркеры	Комплексы химических соединений, которые используются при расшифровке данных газовой хроматографии и масс-спектрометрии с целью идентификации типа нефти и выявления ее источника
Шлам буровой	Измельченная горная порода, выбуренная в процессе прохождения ствола скважины и вынесенная на поверхность с циркулирующей промывочной жидкостью.
Чувствительность экологическая	Способность живого объекта (организма, популяции и т. д.) реагировать на стрессовое воздействие
Экологически допустимый уровень воздействия	Воздействие, при котором изменения популяционных параметров ключевых видов (биомасса, численность, воспроизводство и др.) отсутствуют или неразличимы на фоне естественной изменчивости
Экологические модификации	Устойчивые нарушения в экосистемах и сообществах при хроническом воздействии, которые приводят к структурно-функциональным изменениям на популяционном уровне, выходящим за пределы естественной изменчивости в конкретных условиях региона
Экологическая опасность	Совокупность характеристик того или иного процесса, материала, объекта или ситуации, которые могут привести к нарушению, повреждению или ущербу экологического, экономического или технического характера
Экологический критерий	Признак, на основании которого производится оценка, определение или классификация экологических систем, процессов и явлений
Экологический риск	Вероятность реализации той или экологической опасности в конкретных условиях и за определенное время
Экологический фактор	Элементы среды, непосредственно влияющие на жизнедеятельность организмов и состояние биоты
Экосистема	Сообщества живых организмов и среды их обитания, объединенные в единое функциональное целое на основе взаимозависимости и причинно-следственных связей между отдельными биотическими и абиотическими компонентами
Эпифауна	Животные организмы, прикрепленные к прибрежным и донным субстратам или способные передвигаться по их поверхности

ПАТИН *Станислав Александрович*

НЕФТЬ И ЭКОЛОГИЯ КОНТИНЕНТАЛЬНОГО ШЕЛЬФА

Второе издание, переработанное и дополненное

В ДВУХ ТОМАХ

Том 1

**МОРСКОЙ НЕФТЕГАЗОВЫЙ КОМПЛЕКС:
СОСТОЯНИЕ, ПЕРСПЕКТИВЫ, ФАКТОРЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ**

Заведующая редакцией *Н.Э. Боровик*
Технический редактор *Л.И. Филатова*
Художественный редактор *М.Е. Котова*
Корректор *Е.Н. Гаврилова*
Компьютерная верстка *Л.И. Филатовой*

Подписано в печать 03.03.2016.
Печ. л. 21,5. Формат 100×70 1/16.
Тираж 300 экз. Заказ

Издательство ВНИРО
107140, Москва, ул. Верхняя Красносельская, 17
Тел.: +7 (499) 264-65-33
Факс: +7 (499) 264-91-87

==== Для ЗАМЕТОК ====