

УДК 550.47:556.54

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ПРИРОДЫ УГЛЕВОДОРОДОВ В БАРЕНЦЕВОМ МОРЕ (ВЕРИФИКАЦИЯ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ИЗ КОСМОСА)

© 2024 г. И. А. Немировская*, А. Ю. Иванов**

¹Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва, Россия

*e-mail: nemir44@mail.ru

**e-mail: ivanoff@ocean.ru

Поступила в редакцию 18.04.2023 г.

После доработки 12.07.2023 г.

Принята к публикации 18.07.23 г.

На основе данных дистанционного зондирования, полученных радиолокационными спутниками Sentinel-1A и Sentinel-1B в 2016–2022 гг., и результатов анализа алифатических углеводородов (АУВ) и полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в донных осадках, отобранных в 2019–2022 гг., установлена природа нефтяных пленок в различных районах Баренцева моря. Показано, что в прибрежных районах на распространение нефтяных пленок большое влияние оказывают антропогенные поступления углеводородов (в основном от судоходства и рыболовства), что подтверждается повышенными концентрациями АУВ в прибрежных осадках (до 73 мкг/г) и в составе органического углерода (C_{org}) осадков (до 3.6%). В центральных и северных районах моря (в частности, на ст. 7105, в координатах 75.2–75.3° с.ш. и 31.5–31.8° в.д.) группировка нефтяных пятен обусловлена природными нефтегазопоявлениями. Это подтверждает аномальная концентрация ПАУ в нижних горизонтах колонки осадков и их состав (доминирование 2-метилнафталина — маркера их нефтяного генезиса). При этом в составе алканов повышалась доля легких гомологов, что может указывать на их образование в осадочной толще.

Ключевые слова: Баренцево море, спутниковая радиолокация, мониторинг, нефтяные пленки, антропогенные загрязнения, естественные нефтепроявления, алифатические и полициклические ароматические углеводороды

DOI: 10.31857/S0030157424010017, EDN: ETJUJT

ВВЕДЕНИЕ

Репрезентативно оценить влияние загрязняющих веществ на существующий углеводородный фон весьма сложно [11, 13, 31], так как углеводороды (УВ) — соединения природного и антропогенного происхождения. Особенно трудно проводить оценку загрязненности прибрежных акваторий с повышенной биологической продукцией и антропогенной нагрузкой, поскольку именно здесь расположены урбанизированные территории, порты, нефтеперегрузочные терминалы и др., происходит добыча нефти [11, 14]. Важная особенность Баренцева моря — скопление крупных залежей УВ и наличие протяженных зон выходов углеводородных растворов и газовых струй из осадочных толщ [1–4, 16, 17, 36, 41].

Климатические изменения, которые в Баренцевом море проявляются в большей степени по сравнению с другими арктическими морями

[22, 23, 28], способствовали сокращению площади льдов (-6.9% сут⁻¹), которая даже в зимние месяцы 2003 г. не превышала 50% от площади моря [16]. Запуск в 2014 и 2016 гг. европейских радиолокационных спутников Sentinel-1A и Sentinel-1B предоставил уникальную возможность получения информации о состоянии поверхности моря (в том числе о нефтяных пленках и ледовой обстановке) с помощью космического наблюдения. Благодаря этому регулярная спутниковая радиолокационная съемка Баренцева моря ведется с 2015 г. [10, 34].

Анализ радиолокационных изображений (РЛИ) Баренцева моря выявил многочисленные нефтяные пленки [5, 6, 34]. Их скопления (рис. 1) были обнаружены как на судоходных путях и в зонах рыболовства (предположительно из-за загрязнения нефтепродуктами), так и в центральной и северной частях моря (предположительно из-за естественных нефтепроявлений).

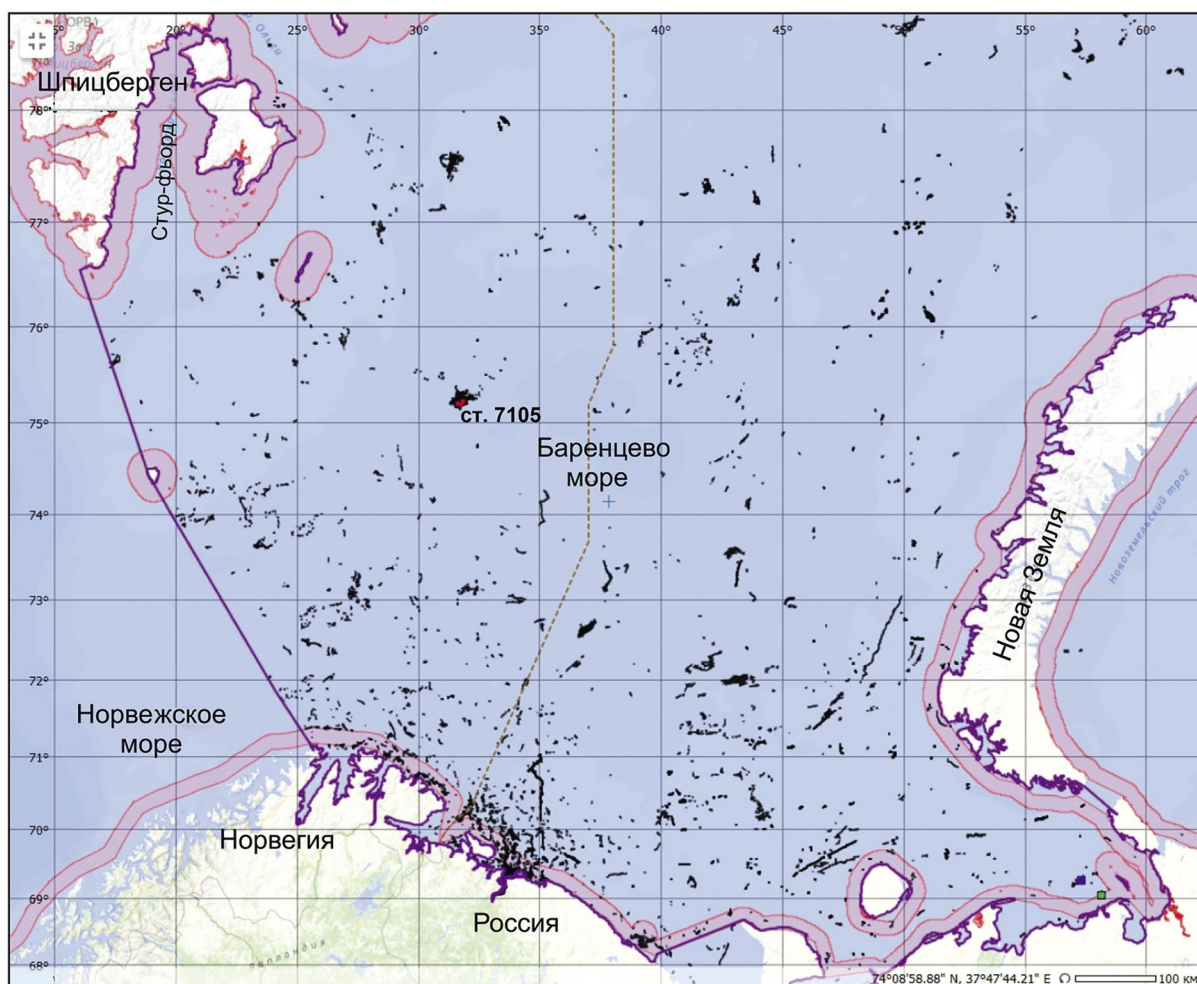


Рис. 1. Сводная карта нефтяных загрязнений всех типов (выделены черным цветом), обнаруженных в Баренцевом море в ходе мониторинга в 2015–2021 гг. по данным спутниковой радиолокации (сплошная линия — граница между Норвежским и Баренцевым морями, пунктирная — между Норвегией и РФ).

Цель настоящего исследования — верифицировать данные дистанционного зондирования (радиолокационного спутникового мониторинга нефтяных пленок) результатами анализа содержания и состава УВ в донных осадках в различных районах Баренцева моря для определения их природы. Такие исследования необходимы не только для получения новых данных о пространственном распределении УВ, но и для оценки вклада их вертикальной миграции в общее содержание, а также для проведения геоэкологического контроля при геологоразведочных работах и добыче нефти [11, 13, 15, 18].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Нефтяные пленки на поверхности Баренцева моря выявлены с помощью ежедневного сбора и анализа РЛИ, полученных спутниками Sentinel-1A/1B в режимах Interferometric Wide (IW) и Extra Wide (EW) с разрешением 10 и 40 м

и полосой обзора 250 и 400 км [5, 6, 10, 27, 34]. Различия в интенсивности радиолокационного сигнала, рассеянного в области нефтяного пятна и на поверхности окружающей воды, позволяют выявлять нефтяные загрязнения моря как темные пятна на РЛИ, возникающие за счет выглаживания мелких ветровых волн пленками нефти. Обнаружение пятен пленочных загрязнений, образованных нефтью и нефтепродуктами, включает ряд этапов [10]: выявление темных пятен на РЛИ; извлечение дополнительной информации об этих пятнах с помощью компьютерной обработки и привлечения дополнительных данных; идентификация темных пятен как нефтяных загрязнений; классификация по типам/источникам загрязнения; отсев снимков образований биогенного и аэрогидродинамического происхождения. Различия в интенсивности радиолокационного сигнала, рассеянного в области нефтяного пятна (за счет сглаживания мелких ветровых волн)

и на поверхности окружающей воды, позволяют выявлять пленочные нефтяные загрязнения моря.

Геохимические исследования в Баренцевом море были проведены в 2019–2022 гг. в 75-м, 80-м и 84-м рейсах НИС «Академик Мстислав Келдыш». Ненарушенные керны донных осадков, в которых определяли органические соединения, отбирались с помощью мультикорера Mini Muc K/MT 410 (KUM, Германия). Для анализа взвешенные пробы сушили при температуре 50°C, для определения их влажности. Затем осадки растирали и отсеивали фракцию <0.25 мм, в которой определяли органический углерод ($C_{орг}$) и УВ.

$C_{орг}$ определяли методом сухого сжигания на приборе TOS-L (Shimadzu, Япония). Чувствительность метода — 6 мкг углерода в образце, воспроизводимость — 3–6%.

Углеводороды выделяли экстракцией дихлорметаном ультразвуковым методом. Отдельные углеводородные фракции (АУВ и ПАУ) разделяли гексаном с помощью колоночной хроматографии на силикагеле. Все растворители имели квалификацию высокой чистоты (ос.ч.). Концентрации АУВ определяли методом ИК-спектроскопии на приборе IR Affinity 1 (Shimadzu, Япония) [7, 11]. В качестве эталона использовали смесь изоктана, гексадекана и бензола (37.5, 37.5 и 25% по объему), стандарт ГСО 7248-96. Чувствительность метода — 3 мкг/мл экстракта [11]. Для перевода концентраций АУВ в $C_{орг}$ использован коэффициент 0.86.

Анализ алканов проводили на хроматографе Кристалл-Люкс 4000-М (Россия), оснащенном пламенно-ионизационным детектором, с капиллярной колонкой 30 м × 0.22 мм (Supelco), с фазой: 5% фенила и 95% диметилполисилоксана, при программировании температуры от 60 до 300°C со скоростью 8°C/мин, газ-носитель — гелий (скорость прохождения газа 1.5 л/мин). Для калибровки прибора и определения времени выхода идентифицируемых алканов использовали смесь калибровочных стандартов $n-C_{10}-C_{40}$ (Supelco), а в качестве внутреннего стандарта — сквалан (Sigma Aldrich).

Суммарную концентрацию ПАУ (после колоночной хроматографии) определяли методом флуориметрии на приборе Trilogy (США) [37] относительно стандарта нефтепродукта в гексане (ГСО 7950), а их состав — методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ) на хроматографе LC-20 Prominence (Shimadzu, Япония) с флуоресцентным детектором RF 20A и колонкой Enviroser PP при температуре термостата колонки 40°C с флуоресцентным детектором RF-20A в градиентном режиме (от 50% объемной доли ацетонитрила в воде до 90%). Скорость потока элюента — 1 см³/мин [13, 41]. В результате

были определены полиарены, рекомендованные ЕРА (Environmental Pollution Agency) [38]: нафталин (НАФ), 1-метилнафталин (1MeНАФ), 2-метилнафталин (2MeНАФ), аценафтен (АЦНФ), флуорен (ФЛР), фенантрен (ФЕН), антрацен (АНТР), флуорантен (ФЛТ), пирен (ПР), бенз(а)антрацен (БаА), хризен (ХР), бенз(е)пирен (БеП), бенз(к)флуорантен (БкФ), бенз(б)флуорантен (БбФ), перилен (ПРЛ), бенз(а)пирен (БаП), дибенз(а,h)антрацен (ДБаА), бенз(g,h,i)перилен (БПЛ), индено(1,2,3-c,d)пирен (ИНП).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Анализ сводных данных мониторинга показал, что наиболее часто пятна пленочных загрязнений группировались на поверхности моря в районе основных судоходных трасс, следующих через пролив Карские Ворота в Мурманск или Архангельск и далее вдоль норвежского побережья, а также на второстепенных трассах и практически во всех зонах рыболовства (см. рис. 1). Однако наибольшая концентрация нефтяных пленок обнаружена на подходах к Кольскому заливу и в самом заливе, где велико влияние местного флота и нефтегазового комплекса [6, 10, 32]. Наряду со сбросами различных отходов с проходящих и рыболовных судов здесь также могут иметь место сбросы отработанного топлива и нефтепродуктов, содержащихся в льяльных, промывочных и других судовых производственных водах [10].

Данные, полученные в 2019–2020 гг., показали, что антропогенное поступление УВ в донные осадки ограничено прибрежными районами [43], где увеличивается их содержание в составе $C_{орг}$ [13]. В частности, в 2019 г. при концентрации АУВ 64 мкг/г, а ПАУ — 600 нг/г в песчаных осадках Канинской банки (при влажности 17.4%) их доля достигала аномально высокого значения в составе $C_{орг}$: для АУВ — 11.7%, для ПАУ — 0.13%, что характерно для нефтяных антропогенных УВ [11, 12].

Похожие результаты были получены и в 2020 г. в прибрежных песчаных осадках в районе Мурманска с влажностью 11–14%. При содержании АУВ 54–73 мкг/г их доля в составе $C_{орг}$ колебалась в диапазоне 3.4–3.6%. Тем не менее состав алканов не соответствовал плавному нефтяному распределению гомологов [12, 39, 46], так как в низкомолекулярной области доминировали нечетные гомологи $n-C_{15}-C_{19}$, а в высокомолекулярной — C_{25} , C_{27} (рис. 2).

Концентрация ПАУ в осадках Кольского шельфа также была высокой — 11900–13600 нг/г. Их содержание в составе $C_{орг}$ колебалось в интервале 0.8–0.9%, а в морских осадках было в основном меньше 0.002% [13].

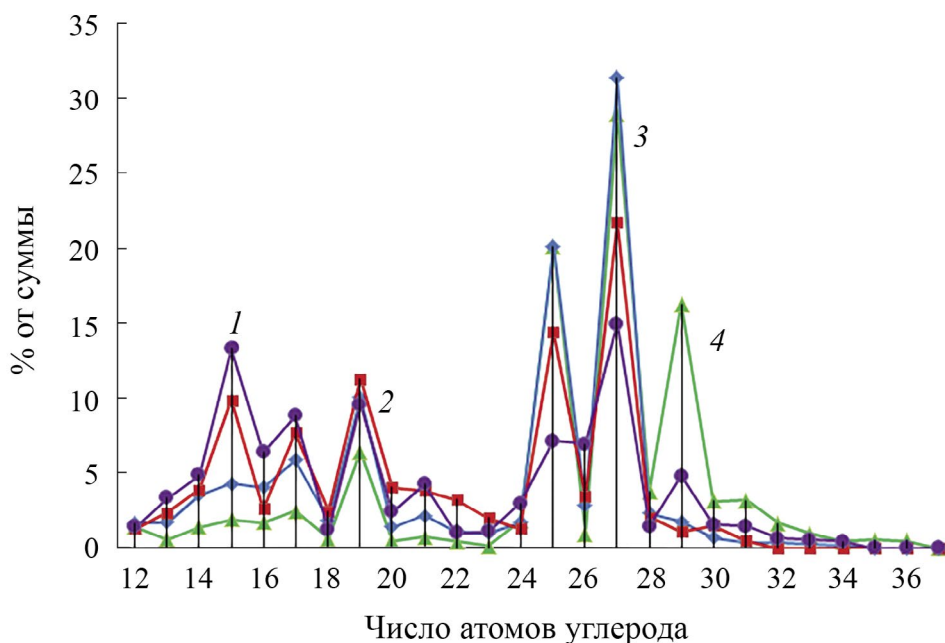


Рис. 2. Состав алканов в донных осадках мурманского шельфа (1, 2) и района Териберки (3, 4).

Кроме того, нефтяные пленки были обнаружены в центральных и северных районах Баренцева моря. Согласно данным радиолокации, характерная группировка пятен-сликов на поверхности моря наблюдалась в 232 км к юго-востоку от о. Хопен и в 370 км к северо-востоку от о. Медвежий (см. рис. 1, ст. 7105). Эти нефтепроявления впервые были обнаружены на РЛИ спутника Sentinel-1A в мае 2016 г.; всего в этом районе они были видны более чем на 50 РЛИ. Большая часть пятен имела линейную форму, длину от 1 до 23 км; они появлялись в одном и том же месте моря, группируясь в пространстве и создавая характерные веерные структуры (рис. 3). Индивидуальная площадь пятен изменялась от 0.2 до 20 км².

Отобранный керн донного осадка на ст. 7105 до горизонта 13 см состоял из алевроито-пелитового ила темного оливково-серого цвета, а глубже прослеживались единичные включения галечного материала. На поверхности и в толще осадка наблюдалось большое количество полихет семейства *Siboglinidae* и их трубок. Осадок на горизонте 5 см — комковатый, начиная с 7 см в осадке появлялись гидротроилитовые примазки и микропрослой, количество которых увеличивалось с глубиной; с 15 см — осадок уплотнялся, а с 20 см — в осадке появлялся запах сероводорода.

Проведенный анализ показал, что содержание $C_{орг}$ в осадке было довольно высоким как в поверхностных горизонтах, так и в нижнем слое (25–26 см) >2% (рис. 4а). Концентрации

$C_{орг}$ определялись гранулометрическим составом осадка, и между влажностью осадка и $C_{орг}$ установлена зависимость с высоким коэффициентом корреляции ($r = 0.94$, $n = 26$, $p < 0.05$).

Содержание АУВ, напротив, было довольно низким (рис. 4б). Их величины изменялись от 33 мкг/г (гор. 2–3 см) до 11 мкг/г (гор. 22–23 см) и неравномерно снижались с глубиной захоронения. В составе $C_{орг}$ доля АУВ не превышала 0.1%, с более высокими величинами на горизонтах 2–3 и 17–18 см. Между распределением $C_{орг}$ и АУВ в толще осадка наблюдалась зависимость ($r = 0.70$, $n = 26$, $p < 0.05$).

В составе алканов (рис. 5) в низкомолекулярной области доминировали гомологи $n-C_{17,19}$, и отношение $L/H = \sum(C_{12}-C_{24})/\sum(C_{25}-C_{37})$ на горизонте 26–27 см было почти в 2 раза выше (1.21), чем на горизонте 24–25 см (0.61).

При этом n -алканы преобладали над изо-соединениями, особенно в нижних горизонтах, и соотношение $n-C_{17}/i-C_{19}$ составляло 7.92; а пристан, который в природных процессах образуется в большей степени [24], в основном преобладал над фитаном — $i-C_{19}/i-C_{20} = 0.13$ (гор. 18–19 см), 24.4 (гор. 23–25 см). Низкие величины СРІ (отношение нечетных к четным гомологам в высокомолекулярной области) свидетельствуют о слабой степени деградации алканов. Следовательно, АУВ имеют автохтонный, мало преобразованный состав в глубинных горизонтах осадков.

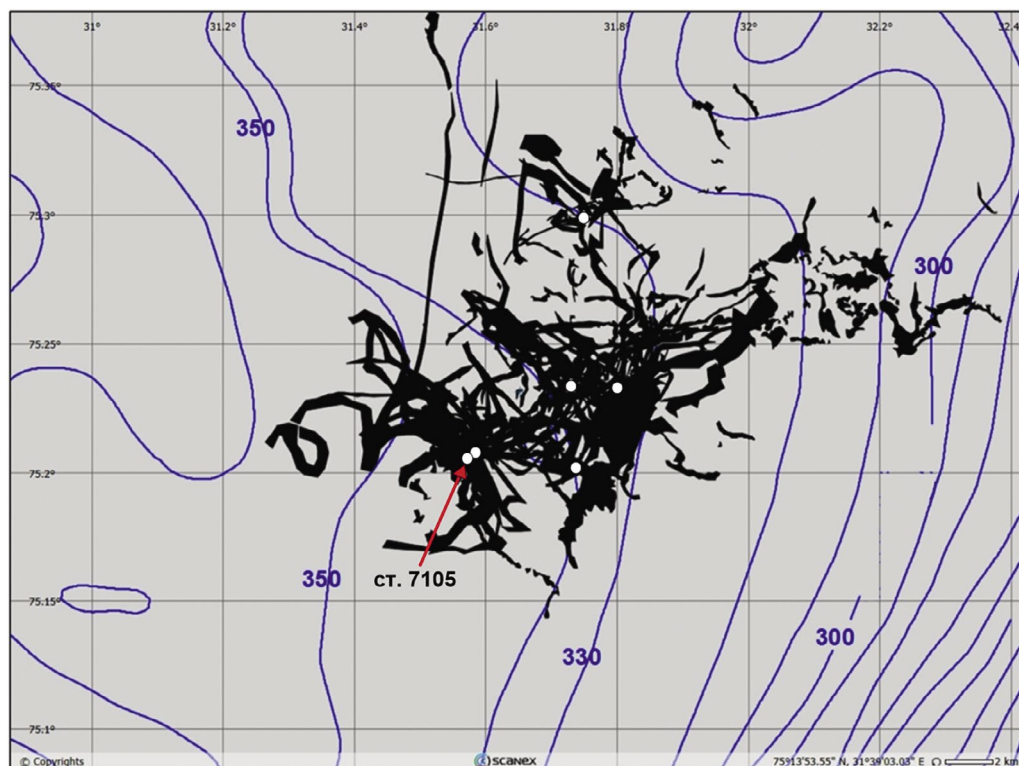


Рис. 3. Пространственно-временная группировка пятен-сликов на поверхности моря, обнаруженных в районе ст. 7105 (84-й рейс НИС «Академик Мстислав Келдыш»); белыми точками показаны наиболее вероятные места выходов нефти на поверхность моря.

Содержание ПАУ в керне осадка на ст. 7105 изменялось от 2 до 193 нг/г (см. рис. 4в). Их концентрации на горизонте 2–3 см уменьшались практически до нуля, что соответствует обычному их распределению в осадочной толще, так как считается, что главный источник полиаренов — атмосфера [18, 19, 35]. Напротив, в нижних гори-

зонтах 19–27 см происходило их неравномерное увеличение. Максимальная концентрация ПАУ оказалась не в поверхностном слое, как это обычно наблюдается [19], а в толще донных осадков на горизонте 21–22 см (см. рис. 4в).

Изучение состава ПАУ методом ВЭЖХ (рис. 6) установило повышенную долю нафталинов в их со-

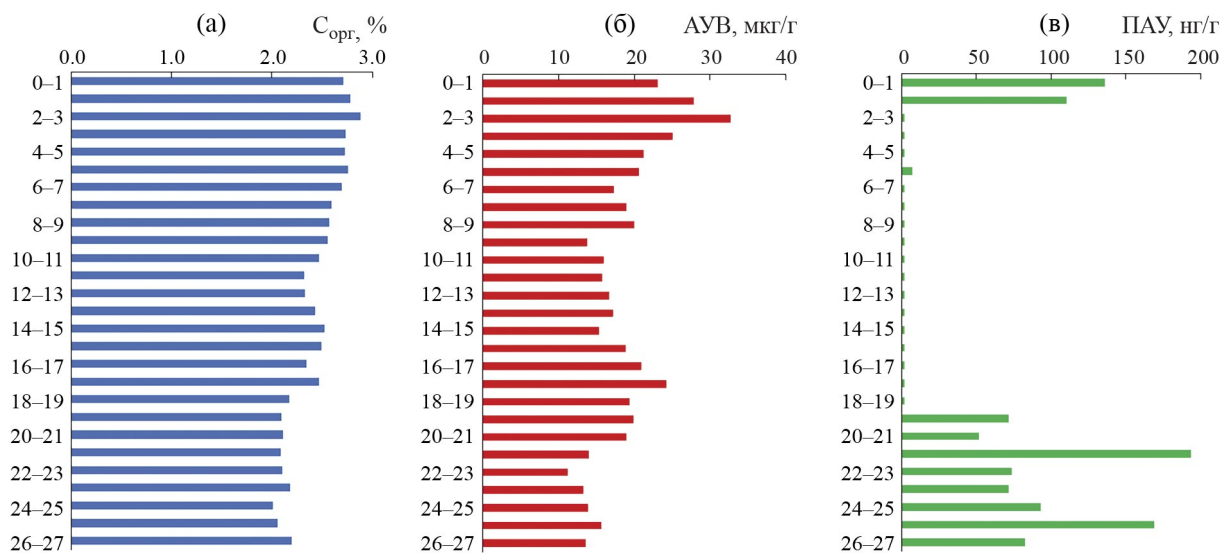


Рис. 4. Распределение $C_{орг}$ (а), АУВ (б) и ПАУ (в) в верхнем слое донных осадков на станции 7105.

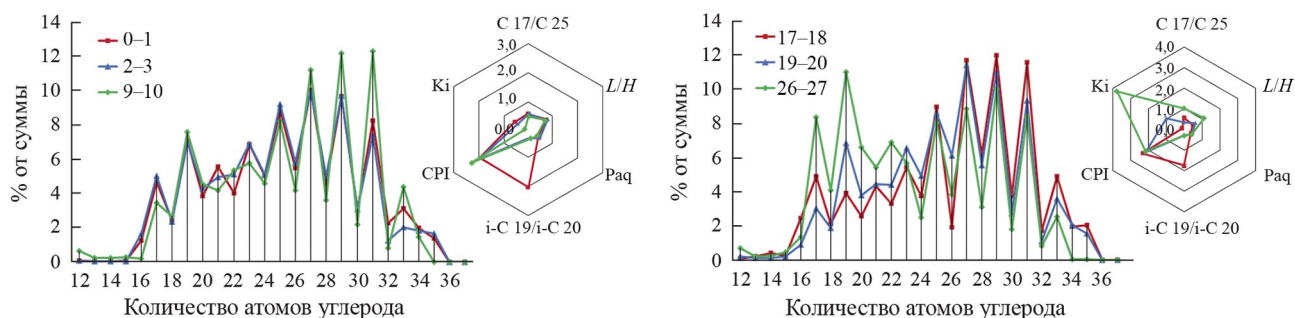


Рис. 5. Состав алканов в толще керна донного осадка на ст. 7105. На вставках показано распределение основных маркеров в их составе.

ставе, с максимумом на горизонте 26–27 см (39% от суммы ПАУ). Это в достаточной степени неожиданно, так как нафталины наименее устойчивые соединения в составе ПАУ, которые должны разлагаться в процессе седиментации [44]. Поэтому можно также считать, что они образовались непосредственно в осадочной толще. Причем содержание 2-метилнафталина (маркера нефтяного происхождения полиаренов) превышало в отдельных горизонтах даже концентрацию фенантрена, наиболее распространенного полиарена в донных осадках [11, 39, 44, 46]. Повышенные концентрации перилена, содержание которого обычно увеличивается с глубиной захоронения [45], в нижней части колонки осадка (≥ 40 нг/г) было незначительно выше, чем в верхней. Последнее также подтверждает миграционное флюидное образование УВ.

Таким образом, наши данные подтвердили антропогенный характер нефтяных пленок в прибрежных районах Баренцева моря, источником которых считается судоходство [32]. Наибольшее их количество тяготеет к Кольскому заливу [34], где нами установлены высокие концентрации АУВ в песчаных осадках — в среднем 59 мкг/г, а в составе $C_{орг}$ — в среднем 3.5%. При фоновой концентрации в грубодисперсных осадках 10 мкг/г [45], эти величины превышали фон почти в 6 раз. Тем не менее быстрая трансформация

низкомолекулярных нефтяных алканов и влияние терригенного органического вещества привели к тому, что их состав не соответствовал нефтяному распределению. Даже после разлива дизельного топлива в Норильске в мае 2020 г., через 2 месяца после аварии, несмотря на довольно низкие арктические температуры, в поверхностном слое донных осадков состав алканов не соответствовал составу разлившегося нефтепродукта [12].

Концентрации ПАУ зависят от количества определяемых индивидуальных полиаренов и метода анализа. В поверхностном слое осадков Баренцева моря их содержание ($\Sigma 22$ ПАУ) изменялось от 82 до 3076 нг/г с наиболее высокими величинами на шельфе Шпицбергена [30], возникающими из-за эрозии углистых отложений. При этом в осадках норвежских фьордов ПАУ имели преимущественно пирогенное происхождение [25, 26, 30]. Согласно нашим данным, концентрации ПАУ колебались в интервале 3–9934 нг/г с наиболее высокими величинами также на шельфе Шпицбергена [13].

В районе ст. 7105, совокупность нефтяных пятен-сликов, выявленная по данным РЛИ, полученных в 2016–2021 гг., обусловлена грифонами или сипами на дне — естественными нефтепроявлениями. При этом флюидные потоки из толщи осадков, согласно полученным данным, не всегда

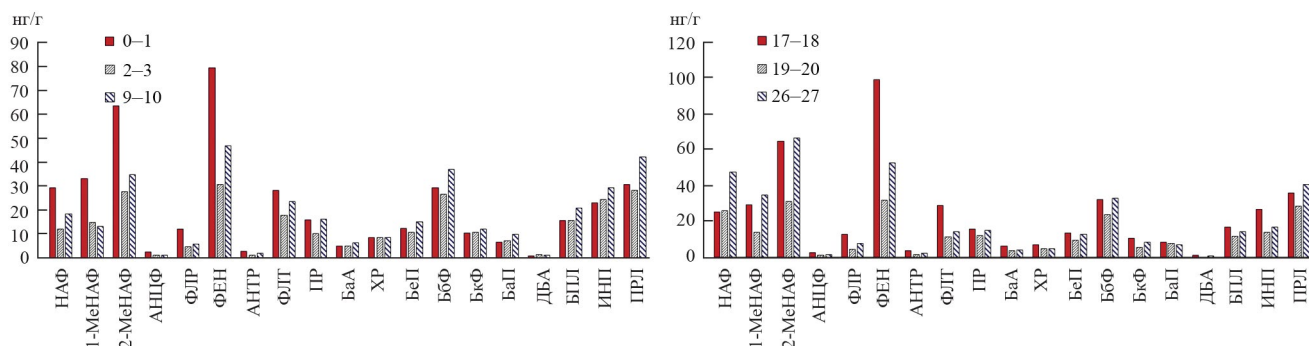


Рис. 6. Состав ПАУ в кернах донного осадка на ст. 7105 на разных горизонтах.

вызывают повышенные концентрации АУВ. Однако состав алканов и ПАУ здесь был аномальным, что предполагает молекулярную диффузию УВ из нижних горизонтов [8, 9].

Высокий нефтегазоносный потенциал Баренцева моря и особенности поверхности морского дна (воронки покмарков) делают данное предположение вполне обоснованным. К тому же практически половину, то есть 600 тыс. т — 46% от суммарного поступления в Мировой океан нефтяных УВ (1300 тыс. т) [18, 40], составляют не антропогенные источники, а природное поступление УВ со дна в нефтегазоносных районах.

Накопление битуминозных пород является достоверным признаком существования значительного количества органических соединений в осадках Баренцева моря [5, 41], которые не разлагались в анаэробных условиях [33]. Поэтому в нижних горизонтах керна на ст. 7105 появлялся запах сероводорода.

Флюидные потоки из донных осадков ранее также были установлены нами на шельфе арх. Шпицберген и в осадках Медвежинского желоба [13, 41]. На склоне желоба Стур-фьорд на глубине 392 м была определена высокая концентрация АУВ в поверхностном слое колонки — 186 мкг/г. В этом районе, согласно акустическим данным, существовал наиболее значительный флюидный углеводородный поток в виде газового факела, который поднимался над дном на высоту более 100 м [8]. Однако на соседней станции содержание АУВ в поверхностном слое составило всего 37 мкг/г. Состав алканов в осадках Стур-фьорда также резко изменялся между соседними станциями по содержанию легких гомологов [41].

В северной части Медвежинского желоба, где имеются микрократеры, образовавшиеся в результате диссоциации газогидратов и масштабного выброса метана [20, 21], содержание АУВ было повышенным (до 44 мкг/г) с увеличенной долей низкомолекулярных гомологов (отношение L/H изменялось в интервале 0.84–1.42) [13]. В толще осадка при переходе от окисленного к восстановленному слою состав алканов становился более «автохтонным», чем в поверхностном горизонте. Такие изменения в толще осадков могут происходить при трансформации высачивающихся нефтяных УВ [29].

Сведения о составе и фоновых концентрациях флюидных УВ довольно противоречивы [19]. Предполагается существование нескольких типов систем, в которых может происходить поступление УВ из толщи осадков. Обычно высачивается нефть с низкой температурой застывания, и в ее составе обнаружены, как и на ст. 7105, низкомолекулярные биогенные алканы. Если принять газовый флюид за газ-носитель, а осадочные породы и содержащееся в них органическое вещество за сорбент,

легко представить, что извлекаться газовым потоком будут преимущественно низкомолекулярные УВ неразветвленного, компактного строения [18]. Высокомолекулярные УВ могут перемещаться во флюидных потоках как отдельная фаза по порам осадочных пород и оставлять геохимический след в поверхностных осадках благодаря аккумуляции, особенно в местах газовой разгрузки [29, 42].

Флюидные потоки и их трансформация в поверхностном слое донных осадков рассматривались в качестве основного источника УВ при исследовании донных осадков в районе Штокманского газоконденсатного месторождения [11, 15]. Состав алканов осадков в этом районе имел смешанный генезис: в низкомолекулярной области доминировали автохтонные гомологи ($n-C_{16}-C_{17}$), а в высокомолекулярной — нефтяные ($СР1 \leq 1$); в составе ПАУ — легкие полиарены [11]. Предполагалось, что довольно низкие концентрации АУВ в пересчете на сухую массу (в поверхностном слое 4–19 мкг/г, а на горизонте 10–20 см — 8–85 мкг/г) и в составе $С_{орг}$ (в среднем $\leq 1\%$) в этом районе обусловлены снижением интенсивности флюидных потоков в последние годы. Связано это с тем, что углеводородные залежи Штокманского месторождения перекрыты непроницаемой толщей преимущественно глинистых пород.

ВЫВОДЫ

Результаты верификации данных РЛИ показали, что нефтяные пленки в прибрежных, наиболее судоходных районах образуются в результате антропогенных поступлений нефтяных углеводородов. При этом содержание АУВ в донных осадках значительно превышало фоновые величины, а в составе $С_{орг}$ их доля $\geq 1\%$.

В районе ст. 7105 группы нефтяных сликов, обнаруженных на РЛИ, имеют природное происхождение. Это заключение подтверждено независимыми исследованиями содержания и состава УВ, т.е. ростом концентраций ПАУ в нижних горизонтах колонки донных осадков и увеличением доли нафталинов, а в составе алканов — низкомолекулярных гомологов.

Изменение скорости высачивания УВ во времени и пространстве приводит к изменчивости от года к году количества нефтяных пятен-сликов, появляющихся на поверхности Баренцева моря в акваториях с флюидными потоками на дне.

Благодарность. Авторы благодарят М.Д. Кравчину и А.А. Ключиткина, руководство 84 рейса НИС «Академик Мстислав Келдыш» и Д.Ф. Будько за организацию и отбор проб на ст. 7105, А.В. Храмцову за помощь в проведении анализов и оформлении статьи.

Источники финансирования. Работа выполнена в рамках госзадания Министерства науки и высшего образования РФ: тема FMWE-2023-0002 (геохимические исследования), тема FMWE-2024-0015 (обработка и анализ спутниковых данных); при поддержке Российского научного фонда в рамках проекта 19-17-00234-П (обобщение материала).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Галиева Е.Р. Оценка перспектив нефтегазонасности Баренцевоморского бассейна по критерию скорости осадконакопления // Нефтегазовая геология. Теория и практика. 2009. Т. 4. [Электронный ресурс] URL: http://www.ngtp.ru/rub/5/28_2009.pdf (дата обращения: 17.03.2020).
2. Глянцева Ю.С., Немировская И.А. Особенности распределения битумоидов в донных осадках Баренцева моря // Океанология. 2020. Т. 60. № 5. С. 945–953.
3. Глянцева Ю.С., Немировская И.А. Трансформация углеводородов в донных осадках после аварийного разлива дизельного топлива в Норильске // Водные ресурсы. 2024. Т. 51. № 1. С. 79–92.
4. Григоренко Ю.Н. Зоны нефтегазонакопления как объект накопления и прогноза // Нефтегазовая геология. Теория и практика. 2016. № 4. URL: http://www.ngtp.ru/rub/6/49_2016.pdf
5. Иванов А.Ю. Естественные нефтепроявления в Каспийском и Баренцевом морях: обнаружение и анализ по данным дистанционного зондирования // Океанологические исследования. 2019. Т. 47. № 5. С. 52–64.
6. Иванов А.Ю., Матросова Е.Р., Кучейко А.Ю. и др. Поиск и обнаружение естественных нефтепроявлений в морях России по данным космической радиолокации // Исследования Земли из космоса. 2020. № 5. С. 43–62.
7. Качество морских вод по гидрохимическим показателям. Ежегодник 2020 / Под ред. А.Н. Коршенко. Иваново: ПрессСто, 2022. 240 с.
8. Ключиткин А.А., Политова Н.В., Новигатский А.Н. и др. Исследования Европейской Арктики в 80-м рейсе научно-исследовательского судна “Академик Мстислав Келдыш” // Океанология. 2021. Т. 61. № 1. С. 156–158.
9. Кравчишина М.Д., Леин А.Ю., Боев А. и др. Гидротермальные минеральные ассоциации на 71° с.ш. Срединно-Атлантического хребта (первые результаты) // Океанология. 2019. Т. 59. № 6. С. 1039–1057.
10. Кучейко А.Ю., Иванов А.Ю., Евтушенко Н.В. и др. Пленочные загрязнения Баренцева моря по данным радиолокационного мониторинга 2017–2019 гг. // Экология и промышленность России. 2020. Т. 24. № 7. С. 48–55.
11. Немировская И.А. Нефть в океане (загрязнение и природные потоки). М.: Научный мир, 2013. 432 с.
12. Немировская И.А., Глянцева Ю.С. Влияние аварийного разлива дизельного топлива в Норильске на содержание и состав углеводородов в донных осадках // Водные ресурсы. 2022. Т. 49. № 6. С. 739–752.
13. Немировская И.А., Храмцова А.В. Углеводороды в воде и в донных осадках Норвежско-Баренцево-морского бассейна // Геохимия. 2023. Т. 61. № 2. С. 173–186.
14. Патин С.А. Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы. М.: ВНИРО, 2008. 507 с.
15. Петрова В.И., Батова Г.И., Куршева А.В. и др. Углеводороды в донных осадках Штокмановской площади — распределение, генезис, временные тренды // Нефтегазовая геология. Теория и практика. 2015. Т. 10. № 3. URL: http://www.ngtp.ru/rub/1/35_2015.pdf.
16. Романкевич Е.А., Ветров А.А. Углерод в Мировом океане. М.: ГЕОС, 2021. 352 с.
17. Тиссо Б., Вельте Д. Образование и распространение нефти. М.: Мир, 1981. 501 с.
18. AMAP. Assessment 2007: Chapter 4. Sources, Inputs and Concentrations of Petroleum Hydrocarbons, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, and other Contaminants Related to Oil and Gas Activities in the Arctic. Oslo, 2010. 87 p.
19. AMAP. Assessment 2016: Chemicals of Emerging Arctic Concern. Oslo, 2017. 353 p.
20. Andreassen K., Hubbard A., Winsborrow M. et al. Massive blow-out craters formed by hydrate-controlled methane expulsion from the Arctic seafloor // Science. 2017. V. 356. P. 48–953.
21. Argentino C., Waghorn K.A., Vadakkepuliymbat-ta S. et al. Dynamic and history of methane seepage in the SW Barents Sea: new insights from Leirdjupet Fault Complex // Sci. Rep. 2021. V. 11. 4373. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-83542-0>
22. Arrigo K.R., van Dijken G.L. Continued increases in Arctic Ocean primary production // Progress in Oceanography. 2015. V. 136. P. 60–70.
23. Barents Sea. Ecoregion-Ecosystem overview. ICES Advice, 2016. 12 p. www.ices.dk
24. Blumer M., Ehrhardt M., Jones J. The environmental fate of stranded crude oil // Deep-Sea Res. 1973. V. 20. P. 239–259.
25. Boitsov S.J., Klungsøyr J.H. Concentrations of petroleum hydrocarbons in sediments and seawater from the Barents and Norwegian Seas 2003–2005 // Fisker Havet. 2007. № 3. 52 p.
26. Boitsov S., Petrova V., Jensen H.K. et al. Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments from southern and northern areas of the Norwegian continental shelf // Marine Env. Res. 2013. V. 87. P. 73–84.
27. Brekke C., Solberg A.H.S. Oil spill detection by satellite remote sensing in the world oceans // Remote Sens. Environ. 2005. V. 95. P. 1–13.
28. Dalpadado P., Ingvaldsen R.B., Stige L.C. et al. Climate effects on Barents Sea ecosystem dynamics // ICES J. Mar. Science. 2012. V. 69. P. 1303–1316.
29. Ehrhardt J.D. Negative-ion mass spectra of methylated diuretics // Rapid Commun. Mass Spectrom. 1992. V. 6. № 5. P. 349–351.

30. Eide M.S., Longva T., Hoffmann P. et al. Future cost scenarios for reduction of ship CO₂ emissions // *Maritime Pol. Manag.* 2011. V. 38. № 1. P. 11–37.
31. Fingas M., Brown C.E. A Review of oil spill remote sensing // *Sensors*. 2018. V. 18. P. 91. <https://doi.org/10.3390/s18010091>
32. Gong W., Stephen R. Beagley, Cousineau S.R. et al. Assessing the impact of shipping emissions on air pollution in the Canadian Arctic and northern regions: current and future modelled scenarios // *Atmos. Chem. Phys.* 2018. V. 18. P. 16653–16687.
33. Hou P., Eglinton T.I., Montlucon D.B. et al. Degradation and aging of terrestrial organic carbon within estuaries: Biogeochemical and environmental implications // *Environ. Sci. Technol.* 2021. V. 55. № 15. P. 10852–10861.
34. Ivanov A.Yu., Kucheiko A.Yu., Ivonin D.V. et al. Oil spills in the Barents Sea: The results of multiyear monitoring with synthetic aperture radar // *Mar. Poll. Bull.* 2022. V. 179. P. 113677. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113677>
35. Jiao L., Zheng G.J., Minh T.B. et al. Persistent toxic substances in remote lake and coastal sediments from Svalbard, Norwegian Arctic: Levels, sources and fluxes // *Envir. Poll.* 2009. P. 1342–1351.
36. Judd A., Hovland M. Seabed Fluid Flow. The Impact on Geology, Biology, and the Marine Environment. Cambridge University Press, 2007. 408 p.
37. Manual for Monitoring Oil and Dissolved/Dispersed Petroleum Hydrocarbons in Marine Waters and on Beaches. Paris: UNESCO, 1984. 35 p.
38. Monitoring of hazardous substances in the White Sea and Pechora Sea: Harmonisation with OSPAR's Co-ordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP). Tromsø: Akvaplan-niva, 2011. 71 p.
39. Morales-Caselles C., Yunker M.B., Ross P.S. Identification of spilled oil from the MV Marathassa (Vancouver, Canada 2015) using alkyl PAH isomer ratios // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2017. V. 73. P. 118–130.
40. NAS (National Academy of Sciences). Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects. Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003. 265 p.
41. Nemirovskaya I.A., Khramtsova A.V. Features of the hydrocarbon distribution in the bottom sediments of the Norwegian and Barents seas // *Fluids*. 2021. № 6. 456. <https://doi.org/10.3390/fluids6120456>
42. Pau M., Hammer Ø., Chand S. Constraints on the dynamics of pockmarks in the SW Barents Sea: Evidence from gravity coring and high-resolution, shallow seismic profiles // *Marine Geology*. 2014. V. 355. P. 330–345. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2014.06.009>
43. Raut J.-C., Law K.S., Onishi T. et al. Impact of shipping emissions on air pollution and pollutant deposition over the Barents Sea // *Environ. Poll.* 2022. V. 298. P. 118832. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118832>
44. Tolosa I., Mora S., Sheikholeslam M.R. et al. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments // *Mar. Poll. Bul.* 2004. V. 48. P. 44–60.
45. Venkatesan M.I. Occurrence and possible sources of perylene in marine sediments — A review // *Marine Chem.* 1988. V. 25. P. 1–27.
46. Yunker M.B., Macdonald R.W., Ross P.S. et al. Alkane and PAH provenance and potential bioavailability in coastal marine sediments subject to a gradient of anthropogenic sources in British Columbia, Canada // *Org. Geochem.* 2015. № 89–90. P. 80–116.

DETERMINATION OF THE NATURE OF HYDROCARBONS IN THE BARENTS SEA (VERIFICATION OF REMOTE SENSING DATA)

I. A. Nemirovskaya^{a,*}, A. Yu. Ivanov^{a,**}

^a Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

*e-mail: nemir44@mail.ru

**e-mail: ivanoff@ocean.ru

Based on remote sensing data on the distribution of oil spills obtained using synthetic aperture radar (SAR) imagery of the Sentinel-1A and Sentinel-1B satellites in 2016–2022 and the results of the analysis of aliphatic hydrocarbons (AHCs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in bottom sediments taken in 2019–2022, the nature of oil slicks in various areas of the Barents Sea has been established. It is shown that the distribution of oil slicks in coastal areas is greatly influenced by anthropogenic hydrocarbon inflow (mainly from shipping and fishing), which is confirmed by elevated AHC concentrations in coastal sediments (up to 73 µg/g) and in the composition of C_{org} (up to 3.6%). In the central and northern regions of the Barents Sea (station 7105, in the coordinates 75.2–75.3 N, 31.5–31.8 E), the grouping of oil slicks is due to natural seepage of oil and gas. This is confirmed by the anomalous concentration of PAHs in the lower horizons of the obtained sediment column, and their composition (the dominance of 2-methylnaphthalene, a marker of their oil genesis). At the same time, the proportion of light homologues in the composition of alkanes increased, which may indicate their formation in the sedimentary sequence.

Keywords: Barents Sea, synthetic aperture radar, satellite monitoring, oil slicks, anthropogenic pollution, natural oil seepage, aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons