

УДК [597.2/.5:591.05](282.253.11.05)

**КОНЦЕНТРАЦИИ АЛИФАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ
И ОСОБЕННОСТИ СОСТАВА НОРМАЛЬНЫХ АЛКАНОВ
МАССОВЫХ ВИДОВ РЫБ ИЗ БУФЕРНОЙ ЗОНЫ ЗАПОВЕДНИКА КАНЗЁ
И РУКАВА РЕКИ МЕКОНГ (РЕКА ХАМЛУОНГ) (ЮЖНЫЙ ВЬЕТНАМ)**

© 2026 г. О. В. Соловьёва¹, Е. А. Тихонова¹, Нгуен Чонг Хиен²

¹ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Российская Федерация

²Южное отделение Совместного российско-вьетнамского тропического научно-исследовательского
и технологического центра, Хошимин, Вьетнам
E-mail: tikhonova_ea@ibss-ras.ru

Поступила в редакцию 07.10.2024; после доработки 18.02.2025;
принята к публикации 06.08.2026.

Определён состав и выявлены особенности содержания н-алканов в рыбах, обитающих в тропических реках Юго-Восточной Азии. Средние концентрации алифатических углеводородов в рыбах из реки Лонгтау составили $(10,46 \pm 2,10)$ мг·100 г⁻¹, из реки Кагау — $(11,04 \pm 4,28)$ мг·100 г⁻¹, из реки Хамлуонг — $(5,92 \pm 3,1)$ мг·100 г⁻¹. Сравнение выборок, полученных в разных районах исследований (*t*-тест Стьюдента, $p = 0,05$) показало отсутствие значимых отличий в содержании анализируемых веществ. Не удалось проследить влияние жирности рыб на накопление ими углеводородов. Этот факт, вероятно, объясняется тем, что воздействие жирности гидробионтов на накопление ими алифатических углеводородов начинает проявляться только после некоторого уровня (пока содержание углеводородов невелико, такая зависимость не прослеживается). Различия в концентрации алифатических углеводородов в рыбах может также быть связано с экологическими особенностями: зоной обитания, типом питания и прочими факторами. Среди представленных в исследовании рыб были хищные и растительноядные, пелагические, донные и пелаго-бентические виды. Концентрации липидов и алифатических углеводородов в пелагических и донных рыбах не имели статистически достоверного различия (*t*-тест Стьюдента, $p = 0,05$, $p = 0,052$ и $p = 0,15$). Также не выявлены различия в концентрациях углеводородов и липидов в рыбах в связи с их типом питания (*t*-тест Стьюдента, $p = 0,05$, $p = 0,28$ и $p = 0,28$). Рыбы обитали в реках, протекающих по лесистой местности; воды этих рек обогащены соединениями, продуцируемыми наземной растительностью. Данные соединения, возможно, и являются источником поступления высокомолекулярных н-алканов в организмы животных. Этот факт — ещё одно подтверждение влияния углеводородного состава среды на углеводородный состав рыб. Можно заключить, что различия в составе н-алканов не зависят от географического расположения мест отбора проб и не связаны с особенностями экологии. Вероятно, различия в содержании алифатических углеводородов являются следствием избирательности в поглощении пищи и в усвоении отдельных фракций н-алканов конкретными видами рыб.

Ключевые слова: алифатические углеводороды, н-алканы, липиды, изопреноиды, рыбы, реки, Вьетнам

Алифатические углеводороды (далее — АУВ) являются одними из наиболее распространённых органических соединений в различных средах [Dachs, Méjanelle, 2010; Hasanuzzaman et al., 2007]. АУВ попадают в окружающую среду как из биогенных, так и из антропогенных источников [Duan et al., 2010; Rushdi et al., 2006, 2010]. Они являются основными компонентами сырой нефти и продуктов её переработки. Ключевые пути поступления АУВ в водную среду — биогенные (продуцирование флорой, фауной и бактериями) и антропогенные (береговой сток, атмосферная пыль, разливы нефтепродуктов, промышленные и канализационные стоки, судоходство, естественные просачивания нефти, а также биоразложение органических веществ) [Huguet et al., 2019; Rushdi et al., 2018].

Загрязнение водных экосистем нефтяными углеводородами является широко распространённой проблемой [Ite et al., 2018], и для акватории Вьетнама она стоит достаточно остро. Нефтяные углеводороды состоят из большого количества нормальных алканов [Rushdi et al., 2017], а также ароматических и тяжёлых асфальтеновых веществ. Гидробионты в основном содержат *n*-алканы с нечётным числом атомов углерода [Bush, McInerney, 2013] и ароматические соединения в минимальных количествах, а асфальтеновые вещества в них практически отсутствуют [Taheri-Shakib et al., 2018].

Многие виды рыб способны накапливать в теле соединения нефти и нефтепродуктов в более высоких концентрациях, чем во внешней среде, что может стать серьёзной проблемой для здоровья человека [Ramalhosa et al., 2012]. Почти во всех исследованиях сообщалось об уровнях углеводородных соединений в различных водных видах Вьетнама, при этом возможные источники поступления не изучались. Между тем гидробионты, в том числе рыбы, большую часть углеводородов получают из окружающей среды, у них формируется углеводородный состав, связанный со спецификой среды обитания. В настоящее время данный вопрос является мало изученным, поэтому цель работы — определить особенности углеводородного состава в массовых видах рыб крупных рек Вьетнама, протекающих по территориям буферной зоны заповедника (реки Лонгтау и Кагау) и промышленных центров (река Хамлуонг), в зависимости от условий среды их обитания.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Пробы рыб отбирали в мае 2021 г. тралением в реках буферной зоны биосферного заповедника Канзё (реки Кагау и Лонгтау), а также в одном из крупнейших рукавов дельты реки Меконг (река Хамлуонг) (рис. 1). Видовые названия рыб (табл. 1) представлены согласно WoRMS (<https://www.marinespecies.org/>).

Arius maculatus, отобранные в реке Хамлуонг, были разделены на две размерные группы (5–7 и 9–11 см), соответствующие молоди и половозрелым особям. Пробы гидробионтов, которые могли состоять как из одного, так и из нескольких организмов (в зависимости от их размера), взвешивали, сушили при +80 °C до постоянной сухой массы и гомогенизировали. Далее отбирали аликвоту для определения липидов (10–20 мг) и алифатических углеводородов (3–5 г).

Определение липидов с фосфованилиновым реактивом. Навеску 10–20 мг сухого вещества помещали в центрифужную пробирку из инертного материала. Заливали 3 мл смеси хлороформ — этанол (2 : 1). Экстракцию каждой пробы проводили трижды по 30 мин. Центрифугировали в течение 10 мин при 1000 об·мин⁻¹. Полученные экстракты сливали в стеклянные пробирки со шлифом, добавляли дистиллированную воду, плотно закрыв пробирки стеклянными пробками, встряхивали несколько раз и оставляли до чёткого расслоения. Водный слой отбирали, а хлороформенный слой упаривали досуха. Остаток повторно растворяли хлороформом (1 мл) и брали аликвоты для определения общих липидов по реакции с фосфованилиновым реактивом [Руководство по современному, 2004].

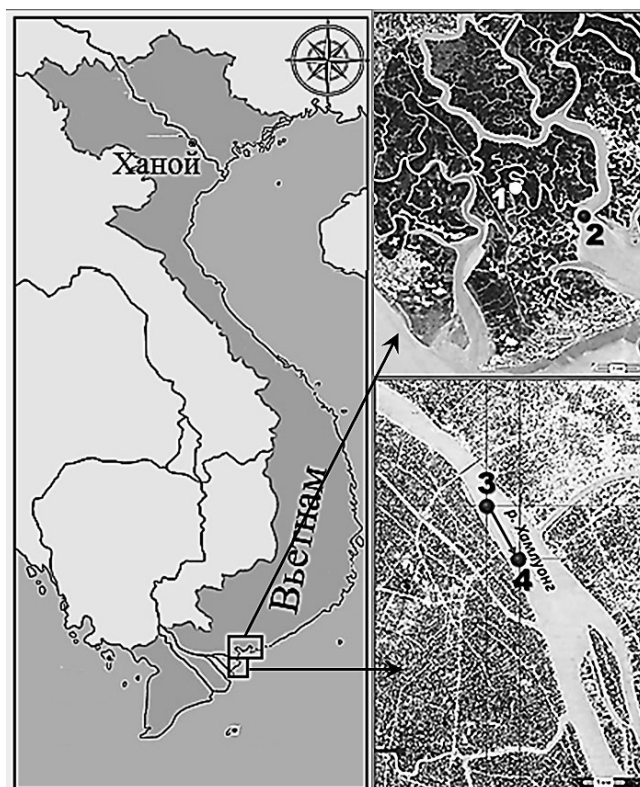


Рис. 1. Район отлова рыб в реках буферной зоны заповедника Канзё (рёки Лонгтау и Кагау) и в рукаве рек Меконг (река Хамлуонг)

Fig. 1. Area of fish sampling in rivers of the buffer zone of the Can Gio Reserve (Long Tau and Ca Gau rivers) and the Mekong River tributary (Ham Luong River)

После отделения липидов часть пробы высушивали до постоянной массы, затем определяли коэффициент влажности, $K_{\text{вл}}$, по формуле (1):

$$K_{\text{вл}} = P_{\text{сух}}/P_{\text{вл}}, \quad (1)$$

где $P_{\text{сух}}$ — масса сухой пробы, г;

$P_{\text{вл}}$ — масса влажной пробы, г.

В оставшейся части пробы содержание АУВ определяли газохроматографическим методом. Пробоподготовку проводили по методике, описанной в [Ларин, 2010]. Измельчённые ткани гомогенизировали с сульфатом натрия и трижды экстрагировали гексаном. Для отделения полярных соединений объединённые экстракты пропускали через стеклянную колонку, которая была заполнена оксидом алюминия III степени активности по Брокману, импрегнированным гидроксидом натрия. Пробу концентрировали до 1 мл при комнатной температуре. Определение качественного и количественного состава АУВ и н-алканов проводили на базе ЦКП «Спектрометрия и хроматография» ФИЦ ИнБЮМ на хроматографе «Кристалл 5000.2» с пламенно-ионизационным детектором. Аликвоту (1 мкл) полученного экстракта вводили с помощью микрошприца в нагретый до +250 °С испаритель газового хроматографа. Для разделения углеводородов использовали капиллярную колонку TR-1MS 30 м × 0,32 мм с толщиной неподвижной фазы 0,25 мкм (Thermo Scientific, США). Разделение углеводородов обеспечивали следующие условия хроматографической системы: температура детектора +320 °С; запрограммированная температура колонки от +70 до +280 °С (скорость подъёма 8 °С·мин⁻¹); поток газа-носителя (азот) в колонке 2,5 мл·мин⁻¹ [Другов, Родин, 2020].

Таблица 1. Таксономическая принадлежность (по WoRMS) и экологические характеристики рыб, отобранных в реках Лонгтау, Карау и Хамлуонг**Table 1.** Taxonomic affiliation (according to WoRMS) and ecological characteristics of fish sampled in the Long Tau, Ca Gau, and Ham Luong rivers

Шифр пробы	Вид	Пищевые объекты	Экологическая зона обитания
Река Лонгтау			
26.1	<i>Boleophthalmus boddarti</i> (Pallas, 1770)	водоросли, детрит	норы, илистые отмели, приливо-отливные участки
27	<i>Aulopareia unicolor</i> (Valenciennes, 1837)	беспозвоночные	песчано-галечное дно, пелагиаль
28	<i>Acentrogobius viridipunctatus</i> (Valenciennes, 1837)	беспозвоночные	придонные участки
29	<i>Acentrogobius caninus</i> (Valenciennes, 1837)	беспозвоночные	бенто-пелагиаль
32	<i>Johnius carouna</i> (Cuvier, 1830)	ракообразные, рыба	пелагиаль, мелководье, мангровые болота
33	<i>Otolithes ruber</i> (Bloch & Schneider, 1801)	рыба, креветки, беспозвоночные	прибрежные воды, песок, ил, камни
34	<i>Dendrophysa russelii</i> (Cuvier, 1829)	беспозвоночные, рыба	придонные участки
35	<i>Johnius weberi</i> (Hardenberg, 1936)	мелкая рыба, ракообразные	мелководье, побережье
Река Карау			
45	<i>Siganus fuscescens</i> (Houttuyn, 1782)	водоросли	водорослевые отмели, прибрежные рифы
47	<i>Trypauchen vagina</i> (Bloch & Schneider, 1801)	рыба	дно в приливных реках, рядом с норкой
50	<i>Glossogobius giuris</i> (Hamilton, 1822)	насекомые, ракообразные, мелкая рыба	ручьи с каменистым, гравийным или песчаным дном
Река Хамлуонг			
57.4	<i>Arius maculatus</i> (Thunberg, 1792) (особи 9–11 см)	беспозвоночные, мелкая рыба	придонные участки (глубина облова 0,5–24 м)
57.5	<i>Arius maculatus</i> (Thunberg, 1792) (особи 5–7 см)	беспозвоночные, мелкая рыба	придонные участки (глубина облова 0,5–24 м)

Суммарное содержание углеводородов количественно определяли методом абсолютной калибровки пламенно-ионизационного детектора с помощью смеси углеводородов, приготовленной гравиметрическим методом. Калибровочный раствор с концентрацией $1 \text{ мг} \cdot \text{мл}^{-1}$ готовили из исходного стандартного раствора разбавлением его н-гексаном. Для разделения углеводородной смеси использовали образец ASTM D2887 Reference Gas Oil (Supelco, США). Содержание н-алканов определяли с помощью стандартного образца парафиновых углеводородов в гексане с массовой концентрацией каждого компонента $200 \text{ мкг} \cdot \text{мл}^{-1}$ (Supelco). Для обработки результатов использовали программное обеспечение «Хроматэк Аналитик 3.0». Концентрации углеводородов и н-алканов рассчитывали методом абсолютной калибровки и процентной нормализации.

Расчёт диагностических индексов. Для идентификации источников АУВ использовали следующие соотношения:

- изопреноидных алканов пристана и фитана, Pr/Ph ;
- низкомолекулярных и высокомолекулярных гомологов, $\text{LWH/HWH} = \frac{\sum(C_{11} \dots C_{21})}{\sum(C_{22} \dots C_{35})}$.

Также определяли индекс нечётности (Carbon Preference Index, CPI) — $CPI_2 = (1/2) (C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33} + C_{35}) / (C_{24} + C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32} + C_{34}) + (C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33} + C_{35}) / (C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32} + C_{34})$ для высокомолекулярной части спектра и $CPI_1 = (1/2) (C_{15} + C_{17} + C_{19} + C_{21}) / (C_{14} + C_{16} + C_{18} + C_{20}) + (C_{15} + C_{17} + C_{19} + C_{21}) / (C_{16} + C_{18} + C_{20} + C_{22})$ для низкомолекулярной области [Duan, 2000; Huang et al., 2011; Lu, Zhai, 2008; Zhang et al., 2014].

Указанные соотношения и индексы рассчитывали для каждого вида рыбы.

Для приведения распределения величин к нормальному перед статистическими тестами выборки стандартизировали. Для сравнения средних значений двух независимых выборок использовали критерий Стьюдента (t -тест, $p = 0,05$), для выявления корреляционной связи между величинами — корреляционный анализ Пирсона (R , $p = 0,05$).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Впервые получены данные о концентрациях липидов, углеводов и н-алканов в рыбах из рек Южного Вьетнама. Сведения об общем содержании липидов в различных видах рыб из рек буферной зоны биосферного заповедника Канзё (реки Лонгтау и Кагау) и из дельты реки Меконг (река Хамлуонг) представлены на рис. 2. Максимальные и минимальные концентрации АУВ зарегистрированы у рыб из рек буферной зоны заповедника Канзё. Наибольшее содержание как АУВ, так и н-алканов зафиксировано у *Johnius weberi* (река Лонгтау), наименьшее — у *Tetraodon lineatus* (река Кагау). Максимальные концентрации липидов отмечены у *A. maculatus* (особи 9–11 см, река Хамлуонг), *Boleophthalmus boddarti* (река Лонгтау) и *Johnius carouna* (река Кагау). Интересно, что у мелких *A. maculatus* (особи 5–7 см) выявлены более высокие концентрации АУВ и н-алканов, чем у крупных (особи 9–11 см).

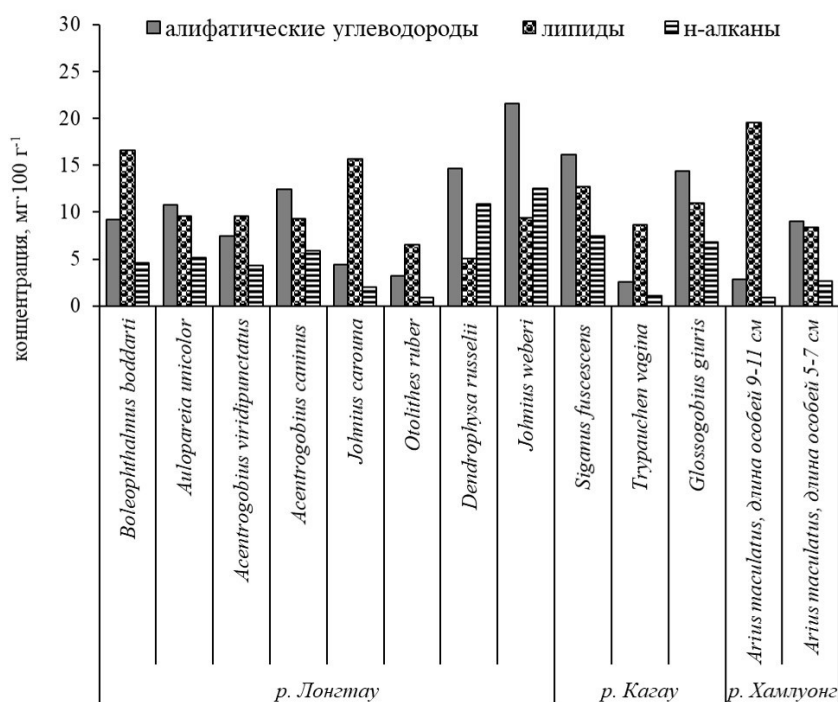


Рис. 2. Концентрации алифатических углеводородов, н-алканов и липидов в массовых видах рыб, отобранных из рек Лонгтау, Кагау и Хамлуонг

Fig. 2. Concentrations of aliphatic hydrocarbons, n-alkanes, and lipids in common fish species sampled in the Long Tau, Ca Gau, and Ham Luong rivers

Среднее содержание АУВ в рыбах из реки Лонгтау — $(10,46 \pm 2,10)$ мг·100 г⁻¹, из реки Кагау — $(11,04 \pm 4,28)$ мг·100 г⁻¹, из реки Хамлуонг — $(5,92 \pm 3,1)$ мг·100 г⁻¹ (рис. 3). Полученные концентрации АУВ близки к значениям для шести видов промысловых рыб, отобранных из реки Шатт-эль-Араб (Ирак) [Al-Ali et al., 2022]. В указанной работе максимальные показатели отмечены для кефали *Planiliza abu* (Heckel, 1843). При этом сравнение выборок из двух районов исследований (t -тест, $p = 0,05$) — из рек буферной зоны заповедника и из реки, протекающей через промышленные районы, — показывает отсутствие значимых отличий в содержании АУВ.

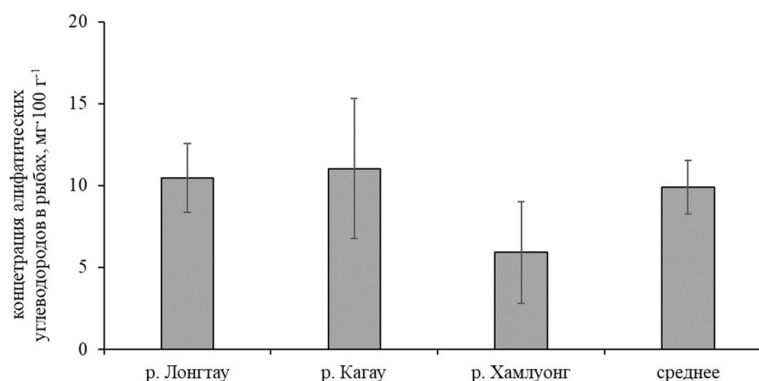


Рис. 3. Средние концентрации алифатических углеводородов в рыбах из рек Лонгтау, Кагау и Хамлуонг

Fig. 3. The mean concentrations of aliphatic hydrocarbons in fish sampled in the Long Tau, Ca Gau, and Ham Luong rivers

Концентрация и состав АУВ в гидробионтах зависят от их содержания в окружающей среде. Реки Кагау и Лонгтау, судя по данным о концентрации АУВ и полициклических ароматических углеводородов в донных отложениях, относятся к малозагрязнённым [Soloveva et al., 2024], поэтому и в рыбах отмечены невысокие значения для АУВ. При этом у придонных рыб показатель несколько выше, чем у обитателей пелагиали (см. табл. 1, рис. 2).

Также различия в концентрациях АУВ в рыбах могут быть связаны с местом их обитания, типом питания и др. [Wang et al., 2019]. Среди исследованных рыб были хищные и растительноядные, пелагические, донные и пелаго-бентические виды (см. табл. 1). Концентрации липидов и АУВ в пелагических и донных рыбах не имели достоверных различий (t -тест, $p = 0,052$ и $p = 0,15$). Также не удалось выявить различия в содержании АУВ и липидов в рыбах в связи с типом их питания (t -тест, $p = 0,28$ и $p = 0,28$).

Данные о диапазоне n -алканов, о концентрации изопреноидных алканов (пристана и фитана) и о преобладающих гомологах в массовых видах рыб рек Вьетнама (Лонгтау, Кагау и Хамлуонг) представлены в табл. 1.

В рыбах обнаружены n -алканы с широким диапазоном гомологов — от C_{17} до C_{35} (см. табл. 2). Аналогичные данные получены и для других регионов: например, в рыбах реки Шатт-эль-Араб (Ирак) выявлены гомологи в диапазоне от C_{13} до C_{36} [Al-Ali et al., 2022]. Отметим, что n -алканы с длиной цепи C_{34} и C_{35} идентифицированы только в образцах, выловленных в реке Лонгтау (эти соединения отсутствовали лишь в 2 из 8 проб). Доминирующие пики на хроматограммах (12–40 %), как и преобладающие гомологи (> 10 %, табл. 2), связаны с бактериальной продукцией (C_{18} , C_{20} , C_{22} и C_{24}), в меньшей мере — с аллохтонными соединениями (C_{23} , C_{25} , C_{27} и C_{29}) и с продукцией фитопланктона (C_{19}) [Корпакова и др., 2005], а также с сапропелевым веществом (C_{26}) [Петрова, Шанина, 2014] (см. табл. 2).

Таблица 2. Диапазон n-алканов, концентрации изопреноидных алканов (пристана и фитана) и преобладающие гомологи в массовых видах рыб из рек Лонгтау, Кагау и Хамлуонг

Table 2. The range of n-alkanes, concentrations of isoprenoid alkanes (pristane and phytane), and predominant homologues in common fish species sampled in the Long Tau, Ca Gau, and Ham Luong rivers

Вид	Диапазон н-алканов	Концентрация, мг·100 г ⁻¹		Преобладающие гомологи (> 10 %), C _{max}
		Пристан (Pr)	Фитан (Ph)	
Река Лонгтау				
<i>Boleophthalmus boddarti</i>	C ₁₇ –C ₃₅	0,08	0,21	C ₂₂ , C ₂₃ , C ₂₄
<i>Aulopareia unicolor</i>	C ₁₇ –C ₃₃	0,02	0,36	C ₂₂ , C ₂₃ , C ₂₄ , C ₂₆
<i>Acentrogobius viridipunctatus</i>	C ₁₇ –C ₃₅	0,01	0,01	C ₂₂ , C ₂₄ , C ₂₆
<i>Acentrogobius caninus</i>	C ₁₇ –C ₃₅	0,10	0,30	C ₂₂ , C ₂₄
<i>Johnius carouna</i>	C ₁₇ –C ₃₅	0,03	0,06	C ₂₁ , C ₂₃ , C ₂₄ , C ₂₅
<i>Otolithes ruber</i>	C ₁₇ –C ₃₅	0,03	0,10	C ₁₈ , C ₁₉ , C ₂₀ , C ₂₁ , C ₂₂
<i>Dendrophysa russelii</i>	C ₁₇ –C ₃₅	0,03	0,30	C ₂₂ , C ₂₄ , C ₂₅ , C ₂₆
<i>Johnius weberi</i>	C ₁₇ –C ₃₄	0,02	0,20	C ₂₂ , C ₂₄ , C ₂₅
Река Karay				
<i>Siganus fuscescens</i>	C ₁₇ –C ₃₃	0,01	0,16	C ₂₂ , C ₂₃ , C ₂₅
<i>Trypauchen vagina</i>	C ₁₇ –C ₃₂	0,03	0,05	C ₁₉ , C ₂₀ , C ₂₉
<i>Glossogobius giuris</i>	C ₁₇ –C ₃₁	0,04	0,31	C ₁₈ , C ₂₂
Река Хамлуонг				
<i>Arius maculatus</i> (особи 9–11 см)	C ₁₇ –C ₃₁	0,12	0,06	C ₁₈ , C ₂₀ , C ₂₅ , C ₂₉
<i>Arius maculatus</i> (особи 5–7 см)	C ₁₇ –C ₃₃	0,17	0,11	C ₁₈ , C ₂₅ , C ₂₇

ОБСУЖДЕНИЕ

Известно, что способность гидробионтов накапливать АУВ связана с содержанием липидов в их тканях [Jamoussi et al., 2022]. В нашем случае выявить наличие достоверной взаимосвязи между указанными параметрами не удалось. Вероятно, это можно объяснить следующим образом: пока концентрация АУВ в гидробионтах невелика, такая зависимость не прослеживается [Stegeman, Teal, 1973]. Кроме того, при накоплении АУВ в тканях рыбы замедляется их выведение. Соответственно, при низких концентрациях организм очищается активнее, что может нивелировать влияние жирности рыбы на накопление в ней АУВ [Farid et al., 2020].

У гидробионтов существует избирательность накопления n-алканов, связанная со слабым накоплением тяжёлых фракций [Anderson, 1975; Lee, 1972]. В нашем случае соотношение содержания лёгких и тяжёлых n-алканов (LWH/HWH, low molecular weight homologs / high molecular weight homologs) в диапазоне 0,07–1,53 (в среднем 0,44) свидетельствует об их преимущественно аллохтонной природе [Wang et al., 2006]. Для сравнения: в рыбах, отобранных в акватории Средиземного моря от побережья Бенгази до Дарьяна (Ливия), диапазон n-алканов был от C₉ до C₂₀ [Habel et al., 2024], то есть в составе рыб отсутствовали высокомолекулярные соединения, преимущественно связанные с наземной растительностью [Ficken et al., 2000]. Подобное явление — отсутствие длинноцепочечных соединений — отмечено для рыб Азово-Черноморского бассейна [Ильин, 2012]. В нашем случае ареал рыб — реки, протекающие по лесистой местности; их воды обогащены соединениями, продуцируемыми наземной растительностью [Kristensen et al., 2008]. Эти соединения, вероятно, и являются источником поступления высокомолекулярных n-алканов в организмы животных. Этот факт — ещё одно подтверждение влияния углеводородного состава окружающей среды на углеводородный состав гидробионтов, в частности рыб.

Отношение нечётных н-алканов к чётным (CPI) позволяет судить о происхождении АУВ (рис. 4). Близкие к 1 значения индекса характерны для присутствия нефти [Немировская, 2013]. Значения CPI выше 1 свидетельствует о биогенном растительном происхождении н-алканов, а величины ниже 1 — о бактериальной трансформации органических веществ. В нашем случае CPI находится в диапазоне от 0,35 до 1,92, при этом значения, которые могут указывать на наличие нефтепродуктов, отмечены в четырёх пробах (34А, 47В, 57.4С и 57.5С). Это можно объяснить и другими факторами, в частности интенсивностью трансформации и неодинаковой скоростью накопления АУВ с разной молекулярной массой [Commendatore, Esteves, 2004].

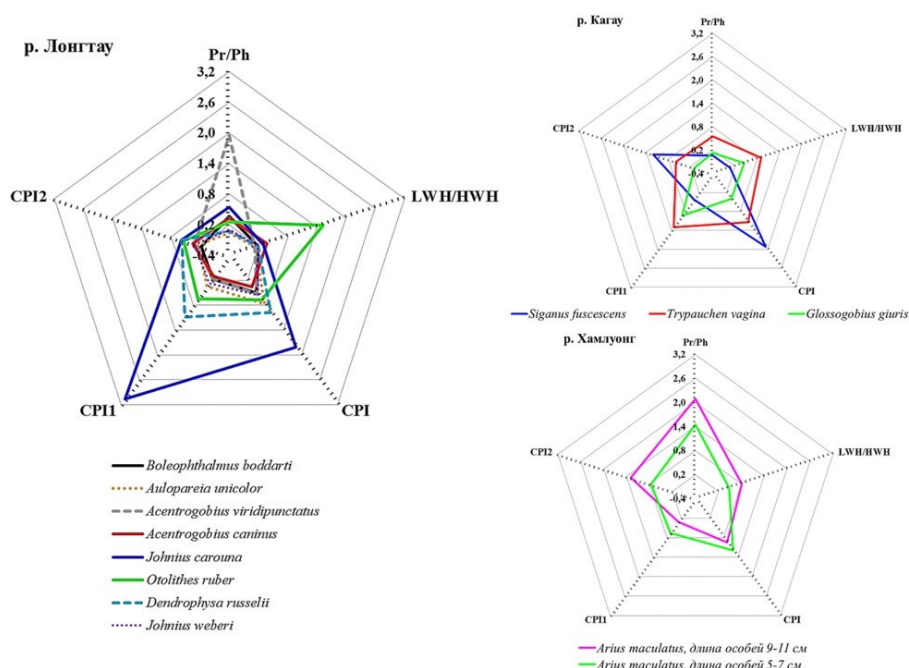


Рис. 4. Распределение основных биомаркеров происхождения углеводородов в массовых видах рыб из рек Лонгтау, Кагау и Хамлуонг

Fig. 4. Distribution of the main biomarkers of hydrocarbon origin in fish sampled in the Long Tau, Ca Gau, and Ham Luong rivers

Более детальную информацию можно получить, исследовав дифференцированно индексы нечётности для низкомолекулярной (автохтонной, CPI_1) и высокомолекулярной (аллохтонной, CPI_2) части спектра [Cripps, 1989]. Первый индекс отражает соотношение автохтонной продукции и нефтяного загрязнения, второй индекс характеризует вклад аллохтонного вещества в сравнении с вкладом антропогенного. Значения CPI_1 составляли 0,11–1,30 (в среднем 0,73). Для двух образцов (34А и 50В) его величины близки к 1, что может свидетельствовать о наличии в отдельных случаях лёгких нефтяных н-алканов. Между тем при интерпретации индекса нужно учитывать активную микробную деградацию н-алканов с низкой молекулярной массой, иначе результаты будут малоинформативными [Cincinelli et al., 2007]. Значения CPI_2 изменялись в диапазоне 0,09–1,29 (в среднем 0,54). При этом величины более информативного для идентификации нефтяных углеводородов индекса нечётности в высокомолекулярной области ни у одного из видов не приближались к 1. Это указывает на биогенную природу н-алканов.

Соотношение Pr/Ph позволяет судить о происхождении АУВ [Volkman et al., 1992]. Пристан является автохтонным соединением, зачастую образуемым зоопланктоном и поступающим в пищевую цепочку. Значение Pr/Ph, превышающее 1, свидетельствует о преимущественно биогенном происхождении вещества. При величине близкой к 1 можно говорить о его нефтяной

природе, а при значении менее 0,8 речь идёт, вероятно, о трансформации органического вещества, в том числе хлорофилла, в окислительных условиях, что обуславливает преимущественное образование фитана [Welte, Waples, 1973]. Рассчитанное нами соотношение Pr/Ph для рыб находится в диапазоне от 0,05 до 2,09 (в среднем 0,62) (рис. 4), что указывает на наличие как биогенных соединений, претерпевших трансформацию, так и неокисленного гумусового вещества ($Pr/Ph = 0,5 \dots 0,7$) [Геодекян и др., 1982]. Значения индексов, свидетельствующие о нефтяном загрязнении, отсутствуют. Приведённые хроматограммы и биомаркеры указывают на наличие в составе н-алканов только биогенных соединений, преимущественно бактериального и аллохтонного происхождения.

Коэффициенты корреляции между концентрациями АУВ и отдельными по вероятному происхождению фракциями н-алканов показывают наличие для этих параметров одинаковой зависимости, что может указывать на сходный вклад факторов в формирование состава н-алканов рыб из исследованных районов (табл. 3).

Таблица 3. Коэффициенты корреляции ($p = 0,05$) между концентрацией алифатических углеводородов (АУВ) и н-алканов из разных источников в рыбах трёх рек Вьетнама (Лонгтау, Кагау и Хамлуонг)

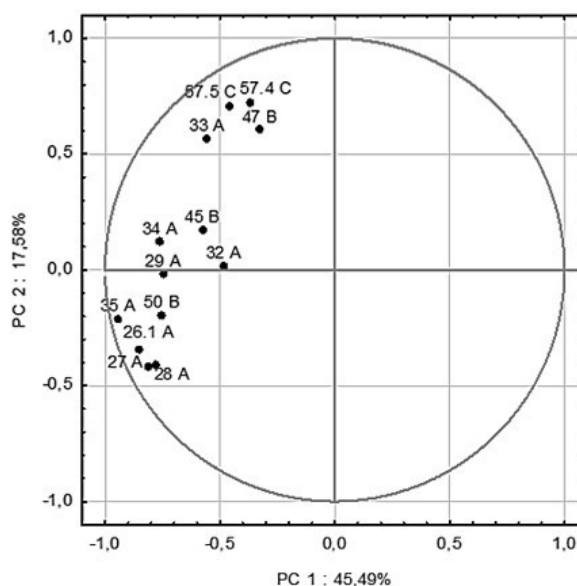
Table 3. The correlation coefficients ($p = 0.05$) between the concentration of aliphatic hydrocarbons (AUB) and n-alkanes from various sources in fish of the three rivers of Vietnam (Long Tau, Ca Gau, and Ham Luong rivers)

	АУВ / н-алканы наземной растительности	АУВ / н-алканы водных автотрофов	АУВ / н-алканы бактерий
Коэффициент корреляции	0,73	0,79	0,71

В результате факторного анализа выявлено два ведущих фактора, определяющих различие в составе н-алканов в рыбах (рис. 5). Так, PC1 (45 % вариации) контролирует те образцы, которые характеризуются повышенным содержанием н-алканов автохтонного бактериального и аллохтонного происхождения. PC2 (18 % вариации) связан с наличием C_{27} и C_{29} — н-алканов, которые ассоциированы с аллохтонным веществом, продуцируемым высшими растениями. При этом PC3 (13 % вариации) контролирует C_{25} — аллохтонное соединение, связанное с высшими растениями.

Рис. 5. Анализ главных компонент (PCA), иллюстрирующий факторные нагрузки содержания н-алканов в массовых видах рыб трёх рек Вьетнама (Лонгтау, Кагау и Хамлуонг)

Fig. 5. Principal component analysis (PCA) illustrating factor loadings of n-alkane content in common fish species in the three rivers of Vietnam (Long Tau, Ca Gau and Ham Luong rivers)



С учётом результатов корреляционного и факторного анализа можно заключить: различия в составе н-алканов исследуемых рыб не имеют географической привязки, а также не связаны с особенностями их экологии. Вероятно, указанные различия являются следствием избирательного поглощения пищи и усвоения отдельных фракций н-алканов конкретными видами.

Выводы. При невысоких концентрациях алифатических углеводородов (АУВ) в рыбах Юго-Восточного Вьетнама не прослеживается их взаимосвязь с содержанием липидов. Зависимость концентрации АУВ в рыбах от их образа жизни (донный и пелагический) и типа питания (хищные и растительноядные) также отсутствует. Обнаружены н-алканы с широким диапазоном гомологов — от C_{17} до C_{35} . Доминирующие пики на хроматограммах (12–40 %) и преобладающие гомологи связаны с бактериальной продукцией (C_{18} , C_{20} , C_{22} и C_{24}), в меньшей степени — с аллохтонными соединениями (C_{23} , C_{25} , C_{27} и C_{29}) и с продукцией фитопланктона (C_{19}), а также с сапропелевым веществом (C_{26}). Особенность состава н-алканов рыб — наличие высокомолекулярных углеводородов. Это можно объяснить тем, что рыбы выловлены в реках, воды которых обогащены соединениями, продуцируемыми наземной растительностью. Эти соединения, вероятно, и являются источником поступления высокомолекулярных н-алканов в организмы гидробионтов.

Анализ хроматограмм и рассчитанных основных биомаркеров (CPI, LWN/HWN и Pr/Ph) показал наличие в составе н-алканов рыб только биогенных соединений, преимущественно аллохтонного происхождения, и отсутствие признаков нефтяного загрязнения. С учётом результатов корреляционного и факторного анализа можно прийти к выводу, что различия в составе н-алканов не зависят от географического расположения мест отбора проб и не связаны с особенностями экологии. Вероятно, различия в содержании алифатических углеводородов являются следствием избирательности в поглощении пищи и в усвоении отдельных фракций н-алканов конкретными видами рыб.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Изучение биогеохимических закономерностей радиэкологических и хемотропических процессов в экосистемах водоемов Азово-Черноморского бассейна в сравнении с другими акваториями Мирового океана и отдельными водными экосистемами их водосборных бассейнов для обеспечения устойчивого развития на южных морях России» (№ гос. регистрации 124030100127-7) и в рамках темы научно-исследовательских работ Совместного российско-вьетнамского тропического научно-исследовательского и технологического центра «Эколан Э-3.4. Экосистема реки Меконг в условиях глобальных климатических изменений и антропогенного воздействия».

Благодарность. Авторы выражают искреннюю благодарность сотрудникам отдела радиационной и химической биологии ФИЦ ИнБЮМ к. б. н. Н. Н. Терещенко, м. н. с. И. Г. Сидорову и м. н. с. О. Д. Чужиковой за предоставленный материал. За помощь в определении видового состава рыб авторы благодарят ихтиологическую группу под руководством к. б. н. Е. П. Карповой.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Геодекян А. А., Чернова Т. Г., Берман Ю. М. Химико-битуминологические исследования осадков Мозамбикского региона // *Нефтегазогенетические исследования в Индийском океане* : [сборник статей] / АН СССР, Институт океанологии имени П. П. Ширшова. Москва : Институт океанологии, 1982. С. 107–117. [Geodekyan A. A., Chernova T. G., Berman Yu. M. Khimiko-bituminologicheskie issledovaniya osadkov Mozambikskogo regiona. In: *Genetical Study of Oil and Gas Potentials in Indian Ocean* : [sbornik statei] / AN SSSR, Institut okeanologii imeni P. P. Shirshova. Moscow : Institut okeanologii, 1982, pp. 107–117. (in Russ.)]
2. Другов Ю. С., Родин А. А. *Экологические*

- анализы при разливах нефти и нефтепродуктов : практическое руководство. 3-е издание, электронное. Москва : Лаборатория знаний, 2020. 273 с. [Drugov Yu. S., Rodin A. A. *Ekologicheskie analizy pri razlivakh nefii i nefteproduktov* : prakticheskoe rukovodstvo. 3-e izdanie, elektronnoe. Moscow : Laboratoriya znaniy, 2020, 273 p. (in Russ.)]
3. Ильин Г. В. Органические загрязнители в рыбах Азово-Черноморского бассейна // *Вестник Южного научного центра РАН*. 2012. Т. 8, № 1. С. 60–69. [Ilyin G. V. Organic pollutants in fish species of the Azov – Black Sea basin. *Vestnik Yuzhnogo nauchnogo tsentra RAN*, 2012, vol. 8, no. 1, pp. 60–69. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/owyfqn>
 4. Корпакова И. Г., Кленкин А. А., Конев Ю. В., Елецкий Б. Д., Павленко Л. Ф., Скрыпник Г. В. Идентификация происхождения углеводородов в воде и донных отложениях Азовского моря // *Экологический вестник научных центров Черноморского экономического сотрудничества*. 2005. № 4. С. 33–37. [Korpakova I. G., Klenkin A. A., Konev Y. V., Eletsy B. D., Pavlenko L. F., Skrypnik G. V. Identification of hydrocarbons origin in water and bottom sediments of the Azov Sea. *Ekologicheskii vestnik nauchnykh tsentrov Chernomorskogo ekonomicheskogo sotrudnichestva*, 2005, no. 4, pp. 33–37. (in Russ.)]
 5. Ларин А. А. Особенности определения и оценка накопления углеводородов в гидробионтах Азовского моря : автореф. дис. ... канд. хим. наук : 03.02.08 / Андрей Александрович Ларин ; Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (АзНИИРХ). Ростов-на-Дону, 2010. 22 с. [Larin A. A. *Osobennosti opredeleniya i otsenka nakopleniya uglevodorodov v gidrobiontakh Azovskogo morya* : avtoref. dis. ... kand. khim. nauk : 03.02.08 / Andrei Aleksandrovich Larin ; Azovskii nauchno-issledovatel'skii institut rybnogo khozyaistva (AzNIIRKH). Rostov-on-Don, 2010, 22 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qgzlrlt>
 6. Немировская И. А. *Нефть в океане (загрязнения и природные потоки)*. Москва : Научный мир, 2013. 432 с. [Nemirovskaya I. A. *Oil in the Ocean (Pollution and Natural Flow)*. Moscow : Nauchnyi mir, 2013, 432 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/ymlmd>
 7. Петрова Н. С., Шанина С. Н. Состав биомаркеров органического вещества солей Припятского калиеносного бассейна // *Современное состояние и актуальные направления геологического изучения и комплексного освоения ресурсов недр стран СНГ* : материалы международной научно-практической конференции в рамках XVII сессии Межправительственного совета стран Содружества Независимых Государств по разведке, использованию и охране недр, Минск, 13–15 ноября 2013 г. Минск : УП «Экономпресс», 2014. С. 97–98. [Petrova N. S., Shanina S. N. Sostav biomarkerov organicheskogo veshchestva solei Pripyatskogo kalienosnogo basseina. In: *Sovremennoe sostoyanie i aktual'nye napravleniya geologicheskogo izucheniya i kompleksnogo osvoeniya resursov neдр stran SNG* : materialy mezhdunarodnoi nauchno-prakticheskoi konferentsii v ramkakh XVII sessii Mezhpriavitel'stvennogo soveta stran Sodruzhestva Nezavisimyykh Gosudarstv po razvedke, ispol'zovaniyu i okhrane neдр, Minsk, 13–15 noyabrya 2013 g. Minsk : UP “Ekonompress”, 2014, pp. 97–98. (in Russ.)]
 8. *Руководство по современным биохимическим методам исследования водных экосистем, перспективных для промысла и марикультуры* / под ред. А. И. Агатовой. Москва : Изд-во ВНИРО, 2004. 123 с. (Научно-технические и методические документы). [Rukovodstvo po sovremennym biokhimicheskim metodam issledovaniya vodnykh ekosistem, perspektivnykh dlya promysla i marikul'tury / A. I. Agatova (Ed.). Moscow : Izd-vo VNIRO, 2004, 123 p. (Nauchno-tekhnicheskie i metodicheskie dokumenty). (in Russ.)]
 9. Al-Ali B. S., Alkhion D. D., Al-Saad H. T., Rushdi A. I. Sources and apportionment of aliphatic hydrocarbons in freshwater fish species from Shatt Al-Arab River, Iraq. *Ecology, Environment and Conservation*, 2022, vol. 28, iss. May Suppl., pp. S09–S21. <https://doi.org/10.53550/eec.2022.v28i03s.002>
 10. Anderson J. W. Laboratory studies on the effects of oil on marine organisms: An overview. *American Petroleum Institute Publication*, 1975, no. 4249, 70 p.
 11. Bush R. T., McInerney F. A. Leaf wax n-alkane distributions in and across modern plants: Implications for paleoecology

- and chemotaxonomy. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2013, vol. 117, pp. 161–179. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2013.04.016>
12. Cincinelli A., Del Bubba M., Martellini T., Gambaro A., Lepri L. Gas-particle concentration and distribution of n-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Prato (Italy). *Chemosphere*, 2007, vol. 68, iss. 3, pp. 472–478. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.089>
 13. Commendatore M. G., Esteves J. L. Natural and anthropogenic hydrocarbons in sediments from the Chubut River (Patagonia, Argentina). *Marine Pollution Bulletin*, 2004, vol. 48, iss. 9–10, pp. 910–918. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.11.015>
 14. Cripps G. C. Problems in the identification of anthropogenic hydrocarbons against natural background levels in the Antarctic. *Antarctic Science*, 1989, vol. 1, iss. 4, pp. 307–312. <https://doi.org/10.1017/s0954102089000465>
 15. Dachs J., Méjanelle L. Organic pollutants in coastal waters, sediments, and biota: A relevant driver for ecosystems during the anthropocene? *Estuaries and Coasts*, 2010, vol. 33, iss. 1, pp. 1–14. <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9255-8>
 16. Duan Y. Organic geochemistry of recent marine sediments from the Nansha Sea, China. *Organic Geochemistry*, 2000, vol. 31, iss. 2–3, pp. 159–167. [https://doi.org/10.1016/s0146-6380\(99\)00135-7](https://doi.org/10.1016/s0146-6380(99)00135-7)
 17. Duan F., He K., Liu X. Characteristics and source identification of fine particulate n-alkanes in Beijing, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, vol. 22, iss. 7, pp. 998–1005. [https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(09\)60210-2](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(09)60210-2)
 18. Farid W. A., Al-Salman A. N., Ali W. A. Uptake, tainting and depuration in common carp (*Cyprinus carpio*) exposed to the water soluble fraction (WSF) of crude oil. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, 2020, vol. 13, iss. 2, pp. 1090–1104.
 19. Ficken K. J., Li B., Swain D. L., Eglinton G. An n-alkane proxy for the sedimentary input of submerged/floating freshwater aquatic macrophytes. *Organic Geochemistry*, 2000, vol. 31, iss. 7–8, pp. 745–749. [https://doi.org/10.1016/s0146-6380\(00\)00081-4](https://doi.org/10.1016/s0146-6380(00)00081-4)
 20. Jamoussi B., Chakroun R., Al-Mur B. Assessment of total petroleum hydrocarbon contamination of the Red Sea with endemic fish from Jeddah (Saudi Arabia) as bioindicator of aquatic environmental pollution. *Water*, 2022, vol. 14, iss. 11, art. 1706 (23 p.). <https://doi.org/10.3390/w14111706>
 21. Habel A. M. A., Mohamed N. I. H., Mohammed M. A., Hamad M. A. H. The levels and sources of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in blue runner fish from Benghazi Coast, Libya. *African Journal of Biological Sciences*, 2024, vol. 6, iss. Si3, pp. 2361–2368. <https://doi.org/10.48047/afjbs.6.si3.2024.2360-2368>
 22. Hasanuzzaman M., Ueno A., Ito H., Ito Y., Yamamoto Y., Yumoto I., Okuyama H. Degradation of long-chain n-alkanes (C₃₆ and C₄₀) by *Pseudomonas aeruginosa* strain WatG. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2007, vol. 59, iss. 1, pp. 40–43. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2006.07.010>
 23. Huang X., Meyer P. A., Wu W., Jia C., Xie S. Significance of long chain *iso* and *anteiso* monomethyl alkanes in the Lamiaceae (mint family). *Organic Geochemistry*, 2011, vol. 42, iss. 2, pp. 156–165. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2010.11.008>
 24. Huguet C., Kim J.-H., González-Arango C., Ramírez-Valencia V., Kang S., Gal J.-K., Shin K.-H. Sources of organic matter in two contrasting tropical coastal environments: The Caribbean Sea and the eastern Pacific. *Journal of South American Earth Sciences*, 2019, vol. 96, art. 102349 (10 p.). <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2019.102349>
 25. Ite A. E., Harry T. A., Obadimu C. O., Asuaiko E. R., Inim I. J. Petroleum hydrocarbons contamination of surface water and groundwater in the Niger Delta region of Nigeria. *Journal of Environment Pollution and Human Health*, 2018, vol. 6, iss. 2, pp. 51–61. <https://doi.org/10.12691/jephh-6-2-2>
 26. Kristensen E., Bouillon S., Dittmar T., Marchand C. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, 2008, vol. 89, iss. 2, pp. 201–219. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.005>
 27. Lee R. E., Jr. The size of suspended particulate matter in air. *Science*, 1972, vol. 178, no. 4061, pp. 567–575. <https://doi.org/10.1126/science.178.4061.567>

28. Lu X., Zhai S. The distribution and environmental significance of n-alkanes in the Changjiang river estuary sediments. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, vol. 28, iss. 6, pp. 1221–1226. <https://doi.org/10.3321/j.issn:0253-2468.2008.06.030>
29. Ramalhosa M. J., Paíga P., Morais S., Sousa A. M. M., Gonçalves M. P., Delerue-Matos C., Prior M. B., Prior Pinto Oliveira M. B. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in fish: Optimization and validation of microwave-assisted extraction. *Food Chemistry*, 2012, vol. 135, iss. 1, pp. 234–242. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2012.04.078>
30. Rushdi A. I., Al-Mutlaq K. F., Simoneit B. R. T., Al-Azri A., DouAbul A. A. Z., Al-Zarban S., Al-Yamani F. Characteristics of lipid tracer compounds transported to the Arabian Gulf by runoff from rivers and atmospheric dust transport. *Arabian Journal of Geosciences*, 2010, vol. 3, iss. 2, pp. 113–131. <https://doi.org/10.1007/s12517-009-0043-3>
31. Rushdi A. I., Al-Shaikh I., El-Mubarak A. H., Alnaimi H. A. J. A., Al-Shamary N., Hassan H. M., Assali M. A. Characteristics and sources of anthropogenic and biogenic hydrocarbons in sediments from the coast of Qatar. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, vol. 124, iss. 1, pp. 56–66. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.014>
32. Rushdi A. I., DouAboul A. A., Mohammed S. S., Simoneit B. R. T. Compositions and sources of extractable organic matter in Mesopotamian marshland surface sediments of Iraq. I: Aliphatic lipids. *Environmental Geology*, 2006, vol. 50, iss. 6, pp. 857–866. <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0257-6>
33. Rushdi A. I., DouAbul A. A. Z., Al-Maaroofi S. S., Simoneit B. R. T. Impacts of Mesopotamian wetland re-flooding on the lipid biomarker distributions in sediments. *Journal of Hydrology*, 2018, vol. 558, pp. 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.01.030>
34. Soloveva O. V., Tikhonova E. A., Barabashin T. O., Sidorov I. G., Nguyen Trong Hiep. Hydrocarbon composition characteristics of river bottom sediments in the region of high and low tides influence (exemplified by Ca Gau and Long Tau Rivers, Can Gio Biosphere Reserve, Vietnam). *GMSARN International Journal*, 2024, vol. 18, no. 2, pp. 189–199. <https://elibrary.ru/rbnfih>
35. Stegeman J. J., Teal J. M. Accumulation, release and retention of petroleum hydrocarbons by the oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Biology*, 1973, vol. 22, iss. 1, pp. 37–44. <https://doi.org/10.1007/bf00388908>
36. Taheri-Shakib J., Shekarifard A., Naderi H. Analysis of the asphaltene properties of heavy crude oil under ultrasonic and microwave irradiation. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2018, vol. 129, pp. 171–180. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2017.11.015>
37. Volkman J. K., Holdsworth D. G., Neill G. P., Bavor H. J., Jr. Identification of natural, anthropogenic and petroleum hydrocarbons in aquatic sediments. *Science of the Total Environment*, 1992, vol. 112, iss. 2–3, pp. 203–219. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90188-x](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90188-x)
38. Wang S., Liu G., Yuan Z., Lam P. K. S. Occurrence and trophic transfer of aliphatic hydrocarbons in fish species from Yellow River Estuary and Laizhou Bay, China. *Science of the Total Environment*, 2019, vol. 696, art. 134037 (11 p.). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134037>
39. Wang X.-C., Sun S., Ma H.-Q., Liu Y. Sources and distribution of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of Jiaozhou Bay, Qingdao, China. *Marine Pollution Bulletin*, 2006, vol. 52, iss. 2, pp. 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.08.010>
40. Welte D. H., Waples D. W. Über die Bevorzugung geradzahlicher n-Alkane in Sedimentgesteinen. *Naturwissenschaften*, 1973, vol. 60, iss. 11, pp. 516–517. <https://doi.org/10.1007/bf00603253>
41. Zhang S., Li S., Dong H., Zhao Q., Lu X., Shi J. An analysis of organic matter sources for surface sediments in the central South Yellow Sea, China: Evidence based on macroelements and n-alkanes. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, vol. 88, iss. 1–2, pp. 389–397. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.064>

**CONCENTRATIONS OF ALIPHATIC HYDROCARBONS
AND FEATURES OF THE NORMAL ALKANE COMPOSITION
OF COMMON FISH SPECIES
FROM THE BUFFER ZONE OF THE CAN GIO RESERVE
AND THE TRIBUTARY OF THE MEKONG RIVER (HAM LUONG RIVER)
(SOUTH VIETNAM)**

O. Soloveva¹, E. Tikhonova¹, and Nguyen Trong Hiep²

¹A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation

²Southern Branch of the Joint Vietnam–Russia Tropical Science and Technology Research Center,
Ho Chi Minh, Vietnam

E-mail: tikhonova_ea@ibss-ras.ru

The composition and content characteristics of n-alkanes in fish inhabiting tropical rivers of Southeast Asia were determined. The mean content of aliphatic hydrocarbons in fish from the Long Tau River was $(10.46 \pm 2.10) \text{ mg} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$; from the Ca Gau River, $(11.04 \pm 4.28) \text{ mg} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$; and from the Ham Luong River, $(5.92 \pm 3.1) \text{ mg} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$. Comparison of samples taken in several study areas (Student's *t*-test, $p = 0.05$) showed no statistically significant differences in concentrations of the substances studied. It was impossible to trace the effect of fish fat content on hydrocarbon accumulation. This is probably explained by the fact that the effect of the fat content in hydrobionts on the accumulation of aliphatic hydrocarbons begins to manifest itself only after a certain level (at low hydrocarbon concentrations, this dependence is not traced). The difference in the content of aliphatic hydrocarbons in fish can also be related to ecological characteristics: habitat, mode of feeding, *etc.* The fish species we analyzed included predatory and herbivorous, pelagic, benthic, and pelagic-benthic ones. The concentrations of lipids and aliphatic hydrocarbons in pelagic and bottom fish did not differ statistically significantly (Student's *t*-test, $p = 0.05$, $p = 0.052$, and $p = 0.15$). Also, we revealed no differences in the concentrations of carbohydrates and lipids in fish in relation to their mode of feeding (Student's *t*-test, $p = 0.05$, $p = 0.28$, and $p = 0.28$). We sampled fish in rivers flowing through the wooded areas. Waters of these rivers are enriched with compounds produced by terrestrial vegetation, and these compounds could be a source of high molecular weight n-alkanes that enter animal bodies. This fact is another confirmation of the effect of the hydrocarbon composition of the environment on the hydrocarbon composition of fish. It can be concluded that differences in n-alkane composition are independent of the geographical location of sampling sites and are not related to the ecological characteristics. Differences in aliphatic hydrocarbon content likely result from selectivity of food and the assimilation of various n-alkane fractions by species of fish.

Keywords: aliphatic hydrocarbons, n-alkanes, lipids, isoprenoids, fish, rivers, Vietnam