

УДК [(504.054:543.383.2:574)\.64:597.2/.5](26+28)

Л.О. ГОРБАТЮК, к. т. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

О.О. ПАСІЧНА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ecopasichna@gmail.com

ТОКСИЧНА ДІЯ НАФТОВОГО ЗАБРУДНЕННЯ НА ОРГАНІЗМ РИБ У ПРІСНОВОДНИХ І МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМАХ (ОГЛЯД)

В оглядовій роботі узагальнено і проаналізовано нові дані щодо наслідків нафтового забруднення водних екосистем для риб і токсичних ефектів, які найчастіше при цьому розвиваються, можливих механізмів виникнення токсичних ушкоджень і формування адаптивних змін, чинників, які впливають на ступінь токсичності, і біомаркерів, що застосовуються для її оцінки.

Ключові слова: нафта, нафтопродукти, риби, водні екосистеми, токсичність, біомаркери.

У сучасному світі водні екосистеми зазнають глибоких змін у глобальному, регіональному і локальному масштабах, вивчення яких необхідне як для діагностики наслідків цих змін, так і для прогнозування можливостей відновлення якості водного середовища [29]. Відомо, що нафта і нафтопродукти належать до числа найбільш небезпечних токсикантів, які потрапляють в морські та прісноводні екосистеми.

Навіть короткочасна експозиція призводить до тривалої біоаккумуляції і внутрішнього накопичення нафти у багатих ліпідами тканинах гідробіонтів, а їх повільне очищення вказує на ризик подальшої передачі компонентів нафти по трофічному ланцюгу [7].

Чинники, що впливають на розвиток токсичності нафти. Сира нафта різного географічного походження з неоднаковими композиційними характеристиками відрізняється за ступенем негативного впливу на організм риб [35, 37, 43]. Токсичні ефекти, спричинені її дією, складні і різноманітні. Вони проявляються як на індивідуальному, так і на попу-

Ц и т у в а н н я: Горбатюк Л.О., Пасічна О.О. Токсична дія нафтового забруднення на організм риб в прісноводних і морських екосистемах. *Гідробіол. журн.* 2020. Т. 56, № 4. С. 88—100.

ляційному рівні, і залежать від багатьох чинників [40, 62, 63]. Припускають, що токсичність нафтопродуктів у воді може бути зумовлена особливостями їх хімічного складу, зокрема вмістом гетероатомів і ароматичних груп [14].

Дослідження, проведені у США, показали, що токсична дія нафти на ембріони риб *Fundulus grandis* (Baird & Girard, 1853) посилювалася з підвищенням температури води, її солоності та вмісту розчиненого кисню [60]. У модельному експерименті показано, що під впливом дисперсії нафти у глибоководному середовищі підвищувалась ймовірність загибелі риб внаслідок зниження їх здатності протистояти високому гідростатичному тиску. Це слід враховувати в аналізі та прогнозі наслідків нафтового забруднення для глибоководних риб і таких, що здійснюють вертикальні міграції [26].

При розливі нафти потенційна біодоступність токсичних сполук для гідробіонтів, зокрема ембріонів риб, може залежати від фізичної дисперсії уздовж градієнта енергії змішування, спричиняючи різні за ступенем токсичні ефекти [47]. Розливи становлять небезпеку для риб своїми віддаленими наслідками, такими, як затримка росту, підвищена смертність, зміна поведінки, підвищений ризик загибелі у зв'язку зі зменшенням площі мілководь, придатних для успішного виживання личинок [33]. Збільшенню чутливості популяції риб до згубних наслідків розливів нафти може сприяти інтенсивний рибний промисел, оскільки він призводить до руйнування їх демографічної структури і менш різноманітних стратегій нересту [68].

У результаті аварійних розливів велика частка нафти залишається зв'язаною з донними відкладами і може мати тривалий сублетальний вплив на бентичних риб, призводячи до збільшення смертності і розвитку різних патологій [20, 58]. Виявлено, що повний життєвий цикл статево зрілих особин риб *Cyprinodon variegatus variegatus* (Lacépède, 1803) в умовах забруднених нафтою донних відкладів призводив до зниження їх плодючості на 51—65% і розвитку токсичних ефектів у потомства. Це слід враховувати при розробці популяційних моделей для оцінки ризику нафтового забруднення для видів риб, що нерестяться у придонному шарі [57].

Для моделювання впливу аварійного розливу нафти, що стався внаслідок вибуху нафтової платформи Deepwater Horizon у Мексиканській затоці у 2010 р., і подальшого відновлення рибних запасів використовували просторово деталізовану біогеохімічну модель морської екосистеми. Аналіз показав, що біомаса крупних рифових риб зменшилася на 25—50 % у районах, які найбільше постраждали від розливу, біомаса крупних придонних риб скоротилася ще більше — на 40—70 %. Дія на риф і кормову базу викликала загибель від голоду у хижаків і збільшила залежність від пелагічного корму. Наслідки впливу нафтового забруднення на харчовий ланцюг були відчутними навіть далеко від забрудненої зони. Дія на вікову структуру популяції риб передбачає можливий відтермінований вплив на вилов риби. Прогнозується, що відновлення популяцій з висо-

кою швидкістю росту відбудеться впродовж десяти років, але деяким повільно зростаючим групам для повного відновлення може знадобитися більше тридцяти [8].

Токсичні ефекти, зумовлені дією нафти. Серед багатьох токсичних ефектів, зумовлених дією нафти на організм риб, у наукових публікаціях останніх років відзначають уповільнення росту [16], розвиток морфологічних аномалій ока і порушення зорових функцій [44], вакуолізацію у печінці і тканині серця, некроз багатьох органів, підняття пластинчатого епітелію і телеангіектазію в зябрах [31], геморагії у зябрах і гіпертрофію епітеліальних клітин [4], порушення серцево-судинної і метаболічної функцій [11, 50, 72, 74], порушення репродуктивного потенціалу та відновлення дорослої популяції [17, 21], канцерогенну дію [65] тощо [10].

Показано, що вплив нафтових вуглеводнів на ранніх стадіях розвитку риб призводить до різкого зниження серцевої функції, надзвичайно важливої для швидкоплаваючих хижаків з високими аеробними навантаженнями [39, 49]. Поліароматичні вуглеводні сирої нафти знижували ефективність засвоєння кисню у костистих риб *Rachycentron canadum* (L.). Встановлено, що з наближенням до критичної швидкості плавання частота серцевих скорочень досліджуваних риб зростала на 15%, а споживання кисню знижувалося на 12% порівняно з контролем [50]. Експериментами на личинках *Danio rerio* (Hamilton, 1822) встановлено, що кардіотоксична дія фенантрена ускладнювалася в умовах гіпоксії, у тому числі сезонного характеру [52], викликаючи зниження частоти серцевих скорочень, серцевого викиду, швидкості осідання еритроцитів і діаметра хвостової судини значно більше, ніж за нормальних умов [23]. На прикладі європейського лаврака *Dicentrarchus labrax* (L.) показано, що порушення засвоєння кисню у зябрах під впливом нафти активує гліколітичний метаболізм за вищого вмісту розчиненого кисню, надаючи фенотипу, на початку більш толерантному до гіпоксії, низьку стійкість до неї, що у результаті може поставити під загрозу здатність риб виживати у гіпоксичних умовах [75].

Після гострого впливу нафти виявлено стійкі порушення кардіореспіраторної і плавальної функцій у прибережної морської хижої риби червоний горбиль *Sciaenops ocellatus* (L.), яка мешкає у Мексиканській затоці. Ці порушення збереглися навіть через шість тижнів після експозиції, тобто досить глибоко вкоренилися і могли спричинити довгострокову негативну дію на виживання і продуктивність постраждалих риб [34].

Вплив нафти призводив до обмеження максимальної швидкості загального метаболізму, аеробного об'єму і продуктивності морських риб, що, у свою чергу, може викликати зміни їх поведінки, статусу та ієрархії в спільноті [38]. Гострий вплив високоенергетичної водної фракції сирої нафти на морських костистих риб-бентофагів *Opsanus beta* (Goode & Bean, 1880), які мешкають в Мексиканській затоці, викликав гальмування реакції на стрес у результаті пригнічення рецептора меланокортину, який опосередковує дію адренокортикотропного гормону, про що свідчив рі-

вень секреції кортизолу і його вміст у плазмі крові досліджуваних риб [59].

Сира нафта або її окремі компоненти можуть призводити до імунної супресії у риб, і, як наслідок, до розвитку бактеріальної або вірусної інфекції внаслідок зниження імунного захисного бар'єру [15, 35, 61]. Після чотирьох тижнів впливу диспергованої сирої нафти у атлантичної тріски *Gadus morhua* (L.) виявлені значні зміни білків, пов'язаних з імунною відповіддю, зокрема зміни вмісту специфічних імуноглобулінів, альфа-2-макроглобуліну і галактин-3-зв'язуючих білків [27].

Вивчення впливу вивітреної сирої нафти на імунну систему морського окуня *Sebastes schlegeli* (Hilgendorf, 1880), що включає у себе дослідження концентрації поліароматичних вуглеводнів, апоптозу, фагоцитозу, метаболізму, експресії пов'язаних з імунітетом генів, затримки клітинного циклу в печінці та нирках показало, що метаболіти поліароматичних вуглеводнів довго зберігаються у тканинах риб і призводять до тривалого пригнічення імунітету на молекулярному і клітинному рівні [41].

Значну увагу в публікаціях останніх років приділено токсичному впливу нафти на ранні стадії життя риб. Ембріони костистих риб особливо чутливі до дії нафти на двох стадіях розвитку. По-перше, на ранніх стадіях, коли нафтові вуглеводні змінюють нормальну передачу сигналів, пов'язану з встановленням спино-черевної осі, що призводить до розвитку гіпердорсалізованих ембріонів, які не доживають до вилуплення. Другий, більш чутливий, це період розвитку серця, коли дія нафти навіть за край низьких концентрацій (нг/дм³) викликає аномалії в його розвитку, а також набряк і аритмію [19, 22]. Ембріони і личинки великої корифени *Coryphaena hippurus* (L.) відрізнялися підвищеним споживанням кисню, незважаючи на явні деформації в роботі серця і брадикардію, що вказує на поглинання і доставку кисню з джерела, відмінного від системи кровообігу. Висловлено припущення, що вплив нафти призводив до швидкого енергетичного виснаження ембріонів і личинок, а їх підвищена потреба в енергії покривалася за рахунок катаболізму білка [53].

Припускають, що особлива чутливість ембріонів деяких видів риб, наприклад атлантичної пікші *Melanogrammus aeglefinus* (L.), до диспергованої сирої нафти викликана прямою дією крапель нафти, які прилипають до хоріону відкритих ембріонів. Забруднення пікші краплями нафти супроводжувалося кількісними і якісними змінами як у поглинанні, так і в елімінації вуглеводнів, що свідчить про різні шляхи метаболізму незаміщених та алкілованих сполук [67]. Високу ембріонотоксичність має не лише сира нафта, але й продукти її фотохімічного окиснення і мікробної трансформації, зокрема 2- і 6-гідроксихризен. Повідомляється про розвиток дефектів серця, зору і кровообігу у ембріонів риб *D. rerio* впродовж 2—76 год після запліднення під впливом продуктів фотодеструкції вуглеводнів сирої нафти [24]. Підвищеному ризику піддаються види риб із вільноживучими пелагічними личинками, зокрема полярна тріска *Voreogadus saida* (Lepeschin, 1774), які агрегуються у поверхневих водах і під морським льодом, де вуглеводні можуть залишатися протягом тривалого

часу через низькі температури. У результаті знижується рухливість, здатність до споживання корму та уникнення хижаків на ранніх етапах життя риб [48].

Біомаркери токсичної дії нафти. Для моніторингу біологічної дії нафтового забруднення на організм риб необхідний вибір місцевих індикаторних видів риб і встановлення відповідних біомаркерів для оцінки ступеня токсичності [18]. Як біомаркери токсичної дії вуглеводнів нафти на риб найчастіше використовують активність деяких ферментів, зокрема етоксирезоруфін-О-диетилази (EROD), супероксиддисмутази, ферментів перекисного окиснення ліпідів, сукцинатдегідрогенази у печінці (як маркери гепатотоксичності), показники ушкодження ДНК у клітинах крові (як маркери генотоксичності) [42, 62, 71].

На прикладі райдужної форелі *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) показано, що індукція активності EROD у зябрах є чутливим біомаркером забруднення прісноводних екосистем сировою нафтою [5, 42]. Крім того, пропонується використовувати профіль експресії генів антиоксидантних ферментів, а саме супероксиддисмутази, каталази, глутатіонредуктази, глутатіонпероксидази і глутатіон-S-трансферази деяких риб для біоіндикації забруднення водою нафтовими вуглеводнями [6, 66].

Результати досліджень, проведених у Канаді, дозволяють рекомендувати визначення активності глутатіонпероксидази як практично універсальний біомаркер нафтового забруднення як риб, так і бентосних організмів, у той час як використання активності EROD виявилось значно більш обмеженим. Отримані дані свідчать про складний взаємозв'язок між часовими і біотичними чинниками, що впливають на рівень ферментативної активності риб. Підкреслюється необхідність враховувати стать і сезон відбору проб у дослідженні біомаркерів нафтового забруднення, які відображають річні репродуктивні цикли північних видів риб [51].

Багато біомаркерів, які здебільшого використовуються, пов'язані з метаболізмом високомолекулярних, зазвичай пірогенних, поліциклічних ароматичних вуглеводнів, яких не буває у сирій нафті, що не піддавалася вивітрюванню. Так, згідно з даними [31], при потраплянні легкої нафти у водне середовище її вплив на риб і подальший ризик краще оцінювати за рівнем метаболітів біліарного фенантрена, а ефекти короткочасного впливу низькомолекулярних поліароматичних вуглеводнів добре прогнозуються методами транскриптомного профілювання.

Для порівняльної оцінки токсичного впливу сирової нафти на ембріональний розвиток різних видів риб застосовується дослідження профілю транскриптома з використанням методу секвенування РНК і диференційної експресії генів [36].

У риб *F. grandis*, використаних як індикаторний вид для вивчення специфічних наслідків забруднення Мексиканської затоки сировою нафтою через 4—5 місяців після її розливу, було виявлено зростання транскрипта мРНК цитохрому P4501A (CYP1A) і вмісту білка у тканинах печінки. Імуногістохімічні дослідження показали збільшення зябер, нирок і вмісту кишкового білка CYP1A у риб на сильно забруднених ділянках.

Білок CYP1A був чутливим індикатором впливу, вказуючи на те, що кишкова тканина відіграє ключову роль у біотрансформації лігандів арилвуглеводневих рецепторів (AHR) [25].

Показано, що аналіз жовчних метаболітів поліароматичних вуглеводнів, ДНК-аддуктів, що утворюються за дії нафтопродуктів, активності мРНК печінки, ферментів EROD, глутатіон-S-трансферази і ацетилхолін-естерази та гістопатологічні дослідження дають найнадійніші результати для різних видів риб як з точки зору чутливості, так і в залежності від дози [63, 64].

Механізми розвитку токсичності нафти. У результаті крупних розливів нафти у Кореї, США і Китаї в останнє десятиліття різко зріс інтерес до вивчення можливих механізмів токсичності нафти для гідробіонтів. Використання генетичних методів у поєднанні з методами геноміки призвело до значних успіхів у розумінні клітинних і молекулярних механізмів виникнення функціональних і морфологічних дефектів у риб у результаті впливу сирової нафти. Слідом за встановленням того факту, що серце є основною мішенню її токсичної дії, дослідження окремих поліциклічних ароматичних сполук дозволило виявити різноманітність кардіотоксичних механізмів. Для тих з них, які є сильними агоністами AHR, дефекти розвитку серця виникають AHR- залежним чином, що було показано для діоксинів. Однак сира нафта містить значну частку сполук, які безпосередньо впливають на фізіологію кардіоміоцитів AHR-незалежним чином [32].

Дослідження функціонування АТФ-аз у зябрах коропа (*Cyprinus carpio* L.) під впливом різних концентрацій нафтопродуктів дозволило дійти висновку, що можливим механізмом їх токсичної дії є зміна проникності клітинних мембран за участю АТФ-азної системи [1].

Багато екосистем, забруднених сировою або частково деградованою нафтою, містять суміші настільки складні, що вони, як правило, не визначаються звичайними аналітичними методами, такими як газова хроматографія. Ці компоненти, що отримали назву «нерозчинні складні суміші», представляють серйозну небезпеку для гідробіонтів внаслідок високої токсичності. Дослідження їх здатності порушувати цілісність мембрани, пригнічувати метаболічну активність, активувати AHR і рецептор естрогену у первинних гепатоцитах райдужної форелі *O. mykiss* виявило, що переважаючим механізмом їх пошкоджуючої дії є цитотоксичність [55].

Припускають також, що механізм токсичного впливу нафти пов'язаний з порушенням росту нейронів мозку, що призводить до розвитку аномалій у поведінці риб. Крім того виявлено, що зміни зачіпають деякі ключові гени, пов'язані з кальцієвими каналами, поведінковим розвитком або метаболізмом токсикантів [73].

Показано, що при тривалому впливі нафтового забруднення відбувається одночасне різке підвищення частоти мутацій в еритроцитах і пригнічення серотонін-модулюючого антиконсолідуєчого білка у печінці молоді риб *Acipenser gueldenstaedtii* (von Brandt & Ratzeburg, 1833) та *A. persicus* (Borodin, 1897). Зроблено висновок про участь серотонінер-

гічної системи у механізмах антимуутагенного захисту і підвищення виживання риб в умовах токсичного середовища [46].

Фотоіндукована токсичність нафти. Результати низки досліджень вказують на підвищення токсичності сирової нафти за інтенсивного ультрафіолетового випромінювання для ембріонів і личинок риб, як в товщі води, так і в донних відкладах [13, 54, 70]. Фототоксичність проявляється у збільшенні токсичності нафти у 2—1000 раз для водних організмів, які, у свою чергу, також підлягають впливу ультрафіолетового випромінювання. Прісні, перехідні і морські води зазнають достатньої дії сонячної радіації для прояву фотопоєсиленої токсичності. Її ризик найбільший на ранніх стадіях життя водних організмів, які є напівпрозорими для ультрафіолету і населяють фотичну зону товщі води і літоральні зони, що зазнають дії нафти [12].

Спільна дія природного сонячного світла і нафти значно знижувала виживаність личинок червоного горбиля *S. ocellatus* і крапчастої форелі *Cynoscion nebulosus* (Cuvier in Cuvier and Valenciennes, 1830) порівняно з впливом лише нафти. Показано, що навіть прогресуюче вивітрювання нафтових плівок зменшує потенційну фотоіндуковану токсичність нафти для цих видів риб [9]. Поліароматичні вуглеводні, які виділяються під час розливів нафти і часто збігаються з нерестом багатьох видів пелагічних риб, викликають фотоіндуковану токсичність, особливо для ембріонів на пізніх стадіях розвитку. Спільний вплив нафти і ультрафіолету може посилити довгострокові кардіотоксичні ефекти у молоді риб [69].

Спрямованість адаптивних змін в організмі риб за дії нафти. Встановлені суттєві відмінності у реакції різних видів риб на токсичну дію нафти, їх здатності до біотрансформації вуглеводнів і можливості адаптуватися у цих умовах [14, 30, 45, 56].

При вивченні особливостей адаптації коропа *C. carpio* до нафтового забруднення було виявлено, що дія нафти призводить до пригнічення аеробного окиснення і активації гліколізу в м'язах риб. Система перемінування у цих умовах працює у напрямку продукування кетокислот, які використовуються як субстрат глюкозо-аланінового циклу з метою створення пулу глікогену і глюкози у печінці риб [3].

Важлива роль в адаптації риб до токсичної дії нафти належить ферментам енергетичного обміну (сукцинатдегідрогенази та цитохромоксидази), зростання активності яких у печінці і зябрах риб забезпечує підвищені енергетичні витрати систем детоксикації ксенобіотиків [2].

Вивчення фізіологічних основ розвитку резистентності риб до дії нафти і формування відповідних адаптивних механізмів дозволяє припустити, що вони включають процеси, пов'язані з абсорбцією, розподілом, метаболізмом і/або виділенням продуктів деструкції нафтових вуглеводнів. Інші потенційні адаптивні механізми включають посилення антиоксидантних реакцій, підвищену здатність до відновлення ДНК і/або тканин та зміни життєвого циклу риб, які забезпечують більш раннє розмноження. Аналіз частоти одонуклеотидного поліморфізму показав, що то-

лерантність до вуглеводневих забруднювачів як у морських, так і у гирлових видів риб, включає зміну експресії гену ферменту метаболізму ксенобіотиків CYP1A [28].

Висновки

Риби — чутливі індикатори ступеня забруднення водойм і якості води оскільки вони є верхньою ланкою трофічного ланцюга, яка акумулює ксенобіотики і реагує на зміни у середовищі.

Токсичні ефекти нафти для риб складні і різноманітні. Вони проявляються на індивідуальному і на популяційному рівні і залежать від багатьох чинників.

Найчастіше вплив нафтового забруднення на організм риб призводить до розвитку кардіотоксичності, пригнічення функції печінки, порушення імунного статусу і метаболізму, ембріо- і генотоксичності, канцерогенезу.

Для моніторингу впливу нафтового забруднення та оцінки ступеня токсичності застосовуються різні біомаркери. Аналіз жовчних метаболітів поліароматичних вуглеводнів, ДНК-аддуктів, що утворюються за дії нафтопродуктів, активності мРНК печінки, деяких ферментів, зокрема EROD, глутатіон-S-трансферази і ацетилхолінестерази, та гістопатологічні дослідження дають найнадійніші результати для різних видів риб.

Можливі шляхи токсичної дії нафти на риб пов'язують з пригніченням метаболічної активності, порушенням росту нейронів центральної нервової системи, підвищенням частоти мутацій в еритроцитах, зміною проникності клітинних мембран та іншими механізмами.

Припускають, що формування адаптивних змін в організмі риб у відповідь на дію нафти включає процеси, пов'язані з абсорбцією, розподілом, метаболізмом і/або виділенням продуктів деструкції нафтових вуглеводнів, перебудовою енергетичного обміну, посиленням антиоксидантних реакцій, підвищенням здатності до відновлення ДНК і/або тканин.

Список використаної літератури

1. Костюк К.В., Грубінко В.В., Хоменчук В.О., Арсан О.М. Функціонування аденозинтрифосфатаз у зябрах коропа (*Cyprinus carpio* L.) за дії нафтопродуктів. *Гідробіол. журн.* 2010. Т. 46, № 1. С. 88—95.
2. Миронюк М.О., Арсан О.М., Хоменчук В.О. Вплив сирової нафти і дизпалива на активність сукцинатдегідрогенази та цитохромоксидази в організмі коропа (*Cyprinus carpio* L.). *Там же.* 2011. Т. 47, № 2. С. 112—118.
3. Миронюк М.О., Хоменчук В.О., Горбатюк Л.О., Арсан О.М. Особливості адаптації риб до нафтового забруднення водного середовища. *Там же.* 2009. Т. 45, № 2. С. 88—96.
4. Сафиханова Х.М., Оруджева А.М., Рустамов Э.К. Гистопатологические изменения в жаберной ткани у сазана в результате воздействия сырой нефти высоких концентраций. *Вестник МГОУ. Серия «Естественные науки».* 2012, № 4. С. 62—67.
5. Юрченко В.В., Чуйко Г.М. Активность этоксирезорифин-О-диэтилазы (ЭРОД) рыб как биомаркер загрязнения водной среды стойкими органическими загрязняющими веществами. *Современные проблемы физиологии и биохимии водных* ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2020. 56(4)

организмов. Т. I. Экологическая физиология и биохимия водных организмов. Изд-во Карельского научного центра РАН. 2010. С. 316—319.

6. Afifi M., Alkaladi A., Abu Zinada O.A., Couderchet M. Alteration in antioxidant genes expression in some fish caught from Jeddah and Yanbu coast as a bio-indicator of oil hydrocarbons pollution. *Saudi J. Biol. Sci.* 2017. Vol. 24, N 7. P. 1580—1587.

7. Agersted M.D., Møller E.F., Gustavson K. Bioaccumulation of oil compounds in the high-Arctic copepod *Calanus hyperboreus*. *Aquat. Toxicol.* 2018. Vol. 195. P. 8—14.

8. Ainsworth C.H., Paris C.B., Perlin N. et al. Impacts of the Deepwater Horizon oil spill evaluated using an end-to-end ecosystem model. *PLoS One.* 2018. journal.pone.0190840.

9. Alloy M., Garner T.R., Bridges K. et al. Co-exposure to sunlight enhances the toxicity of naturally weathered Deepwater Horizon oil to early lifestage red drum (*Sciaenops ocellatus*) and speckled seatrout (*Cynoscion nebulosus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 2017. Vol. 36, N 3. P. 780—785.

10. Alves R.N., Mariz C.F.Jr., Paulo D.V., Carvalho P.S. Toxicity of effluents from gasoline stations oil-water separators to early life stages of zebrafish *Danio rerio*. *Chemosphere.* 2017. Vol. 178. P. 224—230.

11. Anttila K., Mauduit F., Le Floch S. et al. Influence of crude oil exposure on cardiac function and thermal tolerance of juvenile rainbow trout and European seabass. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2017. Vol. 24, N 24. P. 19624—19634.

12. Barron M.G. Photoenhanced toxicity of petroleum to aquatic invertebrates and fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2017. Vol. 73, N 1. P. 40—46.

13. Barron M.G., Krzykwa J., Lilavois C.R., Raimondo S. Photoenhanced toxicity of weathered crude oil in sediment and water to Larval Zebrafish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2018. Vol. 100, N 1. P. 49—53.

14. Bauer A.E., Frank R.A., Headley J.V. et al. Toxicity of oil sands acid-extractable organic fractions to freshwater fish: *Pimephales promelas* (fathead minnow) and *Oryzias latipes* (Japanese medaka). *Chemosphere.* 2017. Vol. 171. P. 168—176.

15. Bayha K.M., Ortell N., Ryan C.N. et al. Crude oil impairs immune function and increases susceptibility to pathogenic bacteria in southern flounder. *PLoS One.* 2017. Vol. 12, N 5, journal.pone. 0176559.

16. Bender M.L., Frantzen M., Camus L. et al. Effects of acute exposure to dispersed oil and burned oil residue on long-term survival, growth, and reproductive development in polar cod (*Boreogadus saida*). *Mar. Environ. Res.* 2018. Vol. 140. P. 468—477.

17. Bender M.L., Frantzen M., Vieweg I. et al. Effects of chronic dietary petroleum exposure on reproductive development in polar cod (*Boreogadus saida*). *Aquat. Toxicol.* 2016. Vol. 180. P. 196—208.

18. Bo J., Zheng R., Kuang W. et al. The use of rockfish *Sebastes marmoratus* as a sentinel species to assess petroleum hydrocarbons pollution: a case study in Quanzhou Bay, China. *Mar. Pollut. Bull.* 2017. Vol. 124, N 2. P. 984—992.

19. Bosker T., van Balen L., Walsh B. et al. The combined effect of Macondo oil and co-rexite on sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*) during early development. *J. Toxicol. Environ. Health. A.* 2017. Vol. 80, N 9. P. 477—484.

20. Brown-Peterson N.J., Krasnec M.O., Lay C.R. et al. Responses of juvenile southern flounder exposed to Deepwater Horizon oil-contaminated sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 2017. Vol. 36, N 4. P. 1067—1076.

21. Carroll J., Vikebø F., Howell D. et al. Assessing impacts of simulated oil spills on the Northeast Arctic cod fishery. *Mar. Pollut. Bull.* 2018. Vol. 126. P. 63—73.

22. Cherr G.N., Fairbairn E., Whitehead A. Impacts of petroleum-derived pollutants on fish development. *Ann. Rev. Anim. Biosci.* 2017. Vol. 5. P. 185—203.

23. Cypher A.D., Consiglio J., Bagatto B. Hypoxia exacerbates the cardiotoxic effect of the polycyclic aromatic hydrocarbon, phenanthrene in *Danio rerio*. *Chemosphere.* 2017. Vol. 183. P. 574—581.

24. Diamante G., do Amaral E., Silva Müller G. et al. Developmental toxicity of hydroxylated chrysene metabolites in zebrafish embryos. *Aquat. Toxicol.* 2017. Vol. 189. P. 77—86.
25. Dubansky B., Rice C.D., Barrois L.F., Galvez F. Biomarkers of aryl-hydrocarbon receptor activity in gulf killifish (*Fundulus grandis*) from Northern gulf of Mexico marshes following the Deepwater Horizon oil spill. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2017. Vol. 73, N 1. P. 63—75.
26. Dussauze M., Pichavant-Rafini K., Belhomme M. et al. Dispersed oil decreases the ability of a model fish (*Dicentrarchus labrax*) to cope with hydrostatic pressure. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2017. Vol. 24, N 3. P. 3054—3062.
27. Enerstvedt K.S., Sydnes M.O., Pampanin D.M. Study of the plasma proteome of Atlantic cod (*Gadus morhua*): Changes due to crude oil exposure. *Mar. Environ. Res.* 2018. Vol. 138. P. 46—54.
28. Hamilton P.B., Rolshausen G., Uren Webster T.M., Tyler C.R. Adaptive capabilities and fitness consequences associated with pollution exposure in fish. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B: Biol. Sci.* 2017. Vol. 372, N 1712. pii: 20160042.
29. Hawkins S.J., Evans A.J., Mieszkowska N. et al. Distinguishing globally-driven changes from regional- and local-scale impacts: the case for long-term and broad-scale studies of recovery from pollution. *Mar. Pollut. Bull.* 2017. Vol. 124, N 2. P. 573—586.
30. Holth T.F., Storset A., Ribeiro A.L. et al. Environmentally realistic exposure to weathered North Sea oil: sublethal effects in Atlantic cod (*Gadus morhua*) and turbot (*Scophthalmus maximus*). *J. Toxicol. Environ. Health. A.* 2017. Vol. 80, N 16—18. P. 895—906.
31. Hook S.E., Mondon J., Revill A.T. et al. Monitoring sublethal changes in fish physiology following exposure to a light, unweathered crude oil. *Aquat. Toxicol.* 2018. Vol. 204. P. 27—45.
32. Incardona J.P. Molecular mechanisms of crude oil developmental toxicity in fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2017. Vol. 73, N 1. P. 19—32.
33. Johansen J.L., Allan B.J.M., Rummer J.L., Esbaugh A.J. Oil exposure disrupts early life-history stages of coral reef fishes via behavioural impairments. *Nat. Ecol. Evol.* 2017. Vol. 1, N 8. P. 1146—1152.
34. Johansen J.L., Esbaugh A.J. Sustained impairment of respiratory function and swim performance following acute oil exposure in a coastal marine fish. *Aquat. Toxicol.* 2017. Vol. 187. P. 82—89.
35. Jones E.R., Martyniuk C.J., Morris J.M. Exposure to Deepwater Horizon oil and corexit 9500 at low concentrations induces transcriptional changes and alters immune transcriptional pathways in sheepshead minnows. *Comp. Biochem. Physiol. Part D: Genomics Proteomics.* 2017. Vol. 23. P. 8—16.
36. Jung J.H., Ko J., Lee E.H. et al. RNA seq- and DEG-based comparison of developmental toxicity in fish embryos of two species exposed to Iranian heavy crude oil. *Comp. Biochem. Physiol. Part C: Toxicol. Pharmacol.* 2017. Vol. 196. P. 1—10.
37. Jung J.H., Lee E.H., Choi K.M. et al. Developmental toxicity in flounder embryos exposed to crude oils derived from different geographical regions. *Ibid.* 2017. Vol. 196. P. 19—26.
38. Khursigara A.J., Johansen J.L., Esbaugh A.J. Social competition in red drum (*Sciaenops ocellatus*) is influenced by crude oil exposure. *Aquat. Toxicol.* 2018. Vol. 203. P. 194—201.
39. Khursigara A.J., Perrichon P., Martinez Bautista N. et al. Cardiac function and survival are affected by crude oil in larval red drum, *Sciaenops ocellatus*. *Sci. Total. Environ.* 2017. Vol. 579. P. 797—804.
40. Langangen Ø., Olsen E., Stige L.C. et al. The effects of oil spills on marine fish: Implications of spatial variation in natural mortality. *Mar. Pollut. Bull.* 2017. Vol. 119, N 1. P. 102—109.

41. Lee E.H., Kim M., Moon Y.S. et al. Adverse effects and immune dysfunction in response to oral administration of weathered Iranian heavy crude oil in the rockfish *Sebastes schlegeli*. *Aquat. Toxicol.* 2018. Vol. 200. P. 127—135.
42. Leggieri L.R., De Anna J.S., Cárcamo J.G. et al. Gills CYP1A of *Oncorhynchus mykiss* as a sensitive biomarker of crude oil pollution in freshwater environments. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 2019. Vol. 67. P. 61—65.
43. Lei L., Shen X., Jiang M. Effect of water accommodated fraction of 0# diesel oil and crude oil on EROD activity of liver of *Sparus macrocephalus* and its mRNA expression. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2016. Vol. 134, P1. P. 250—255.
44. Magnuson J.T., Khursigara A.J., Allmon E.B. et al. Effects of Deepwater Horizon crude oil on ocular development in two estuarine fish species, red drum (*Sciaenops ocellatus*) and sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). *Ibid.* 2018. Vol. 166. P. 186—191.
45. Mauduit F., Domenici P., Farrell A.P. et al. Assessing chronic fish health: an application to a case of an acute exposure to chemically treated crude oil. *Aquat. Toxicol.* 2016. Vol. 178. P. 197—208.
46. Mekhtiev A.A., Allahverdiyeva T.N., Movsum-Zadeh S.K. DNA integrity-protecting and survival-promoting activity of serotonergic system in sturgeon juveniles and sazans. *Fish Physiol. Biochem.* 2017. Vol. 43, N 4. P. 1153—1160.
47. Morris J.M., Gielazyn M., Krasnec M.O. et al. Crude oil cardiotoxicity to red drum embryos is independent of oil dispersion energy. *Chemosphere.* 2018. Vol. 213. P. 205—214.
48. Nahrgang J., Dubourg P., Frantzen M. et al. Early life stages of an arctic keystone species (*Boreogadus saida*) show high sensitivity to a water-soluble fraction of crude oil. *Environ. Pollut.* 2016. Vol. 218. P. 605—614.
49. Nelson D., Heuer R.M., Cox G.K. et al. Effects of crude oil on *in situ* cardiac function in young adult mahi-mahi (*Coryphaena hippurus*). *Aquat. Toxicol.* 2016. Vol. 180. P. 274—281.
50. Nelson D., Stieglitz J.D., Cox G.K. et al. Cardio-respiratory function during exercise in the cobia, *Rachycentron canadum*: The impact of crude oil exposure. *Comp. Biochem. Physiol. Part C: Toxicol. Pharmacol.* 2017. Vol. 201. P. 58—65.
51. Osse M., Hamel J.F., Mercier A. Markers of oil exposure in cold-water benthic environments: Insights and challenges from a study with echinoderms. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2018. Vol. 156. P. 56—66.
52. Pan Y. K., Khursigara A.J., Johansen J.L., Esbaugh A.J. The effects of oil induced respiratory impairment on two indices of hypoxia tolerance in Atlantic croaker (*Micropogonias undulatus*). *Chemosphere.* 2018. Vol. 200. P. 143—150.
53. Pasparakis C., Mager E.M., Stieglitz J.D. et al. Effects of Deepwater Horizon crude oil exposure, temperature and developmental stage on oxygen consumption of embryonic and larval mahi-mahi (*Coryphaena hippurus*). *Aquat. Toxicol.* 2016. Vol. 181. P. 113—123.
54. Pasparakis C., Sweet L.E., Stieglitz J.D. et al. Combined effects of oil exposure, temperature and ultraviolet radiation on buoyancy and oxygen consumption of embryonic mahi-mahi, *Coryphaena hippurus*. *Ibid.* 2017. Vol. 191. P.113—121.
55. Petersen R., Hultman M.T., Rowland S.J., Tollefsen K.E. Toxicity of organic compounds from unresolved complex mixtures (UCMs) to primary fish hepatocytes. *Ibid.* 2017. Vol. 190. P. 150—161.
56. Pulster E.L., Main K., Wetzell D., Murawski S. Species-specific metabolism of naphthalene and phenanthrene in 3 species of marine teleosts exposed to Deepwater Horizon crude oil. *Environ. Toxicol. Chem.* 2017. Vol. 36, N 11. P. 3168-3176.
57. Raimondo S., Hemmer B.L., Lilavois C.R. et al. Effects of Louisiana crude oil on the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*) during a life-cycle exposure to laboratory oiled sediment. *Environ. Toxicol.* 2016. Vol. 31, N 11. P. 1627—1639.
58. Raine J.C., Turcotte D., Tumber V. et al. The effect of oil sands tailings pond sediments on embryo-larval walleye (*Sander vitreus*). *Environ. Pollut.* 2017. Vol. 229. P. 798—809.

59. Reddam A., Mager E.M., Grosell M., McDonald M.D. The impact of acute PAH exposure on the toadfish glucocorticoid stress response. *Aquat. Toxicol.* 2017. Vol. 192. P. 89–96.
60. Rodgers M.L., Jones E.R., Klinkhamer C. et al. Combined effects of Deepwater Horizon crude oil and environmental stressors on *Fundulus grandis* embryos. *Environ. Toxicol. Chem.* 2018. Vol. 37, N 7. P. 1916–1925.
61. Rodgers M.L., Takeshita R., Griffitt R.J. Deepwater Horizon oil alone and in conjunction with *Vibrio anguillarum* exposure modulates immune response and growth in red snapper (*Lutjanus campechanus*). *Aquat. Toxicol.* 2018. Vol. 204. P. 91–99.
62. Sadauskas-Henrique H., Braz-Mota S., Duarte R.M., de Almeida-Val V.M. Influence of the natural Rio Negro water on the toxicological effects of a crude oil and its chemical dispersion to the Amazonian fish *Colossoma macropomum*. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2016. Vol. 23, N 19. P. 19764–19775.
63. Sandrini-Neto L., Geraudie P., Santana M.S., Camus L. Effects of dispersed oil exposure on biomarker responses and growth in juvenile wolfish *Anarhichas denticulatus*. *Ibid.* 2016. Vol. 23, N 21. P. 21441–21450.
64. Sanni S., Björkblom C., Jonsson H. et al. I: Biomarker quantification in fish exposed to crude oil as input to species sensitivity distributions and threshold values for environmental monitoring. *Mar. Environ. Res.* 2017. Vol. 125. P. 10–24.
65. Silva G.S., Fé L.M.L., Silva M.N.P. et al. Ras oncogene and hypoxia-inducible factor-1 alpha (hif-1 α) expression in the Amazon fish *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818) exposed to benzopyrene. *Genet. Mol. Biol.* 2017. Vol. 40, N 2. P. 491–501.
66. Smeltz M., Rowland-Faux L., Ghiran C. et al. A multi-year study of hepatic biomarkers in coastal fishes from the Gulf of Mexico after the Deepwater Horizon oil spill. *Mar. Environ. Res.* 2017. Vol. 129. P. 57–67.
67. Sørensen L., Sørhus E., Nordtug T. et al. Oil droplet fouling and differential toxicokinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons in embryos of Atlantic haddock and cod. *PLoS One.* 2017. Jul 5; Vol. 12, N 7, journal.pone.0180048.
68. Stige L.C., Ottersen G., Yaragina N.A. et al. Combined effects of fishing and oil spills on marine fish: Role of stock demographic structure for offspring overlap with oil. *Mar. Pollut. Bull.* 2018. Vol. 129, N 1. P. 336–342.
69. Sweet L.E., Magnuson J., Garner T.R. et al. Exposure to ultraviolet radiation late in development increases the toxicity of oil to mahi-mahi (*Coryphaena hippurus*) embryos. *Environ. Toxicol. Chem.* 2017. Vol. 36, N 6. P. 1592–1598.
70. Sweet L.E., Revill A.T., Strzelecki J. et al. Photo-induced toxicity following exposure to crude oil and ultraviolet radiation in 2 Australian fishes. *Ibid.* 2018. Vol. 37, N 5. P. 1359–1366.
71. Vieweg I., Benedetti M., Lanzoni I. et al. Antioxidant defenses in polar cod (*Boreogadus saida*) and responsiveness toward dietary crude oil exposure. *Mar. Environ. Res.* 2017. Vol. 130. P. 48–59.
72. Vieweg I., Bilbao E., Meador J.P. et al. Effects of dietary crude oil exposure on molecular and physiological parameters related to lipid homeostasis in polar cod (*Boreogadus saida*). *Comp. Biochem. Physiol. Part C: Toxicol. Pharmacol.* 2018. Vol. 206–207. P. 54–64.
73. Wang Y., Shen C., Wang C. et al. Maternal and embryonic exposure to the water-soluble fraction of crude oil or lead induces behavioral abnormalities in zebrafish (*Danio rerio*), and the mechanisms involved. *Chemosphere.* 2018. Vol. 191. P. 7–16.
74. Xu E. G., Khursigara A.J., Magnuson J. et al. Larval red drum (*Sciaenops ocellatus*) sublethal exposure to weathered Deepwater Horizon crude oil: developmental and transcriptomic consequences. *Environ. Sci. Technol.* 2017. Vol. 51, N 17. P. 10162–10172.
75. Zhang Y., Mauduit F., Farrell A.P. et al. Exposure of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) to chemically dispersed oil has a chronic residual effect on hypoxia tolerance but not aerobic scope. *Aquat. Toxicol.* 2017. Vol. 191. P. 95–104.

Надійшла 30.03.2020

L.O. Gorbatiuk, PhD (Tech.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave., Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

O.O. Pasichna, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave., Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: ecopasichna@gmail.com

TOXIC EFFECT OF OIL POLLUTION ON FISHES ORGANISM IN FRESHWATER
AND MARINE ECOSYSTEMS

The review article summarizes new scientific data on the effects of oil pollution of aquatic ecosystems on fishes, the most frequently observed toxic effects, possible mechanisms for the occurrence of toxic lesions and the formation of adaptive changes in fish organism. The factors affecting the degree of oil toxicity and biomarkers, which can be used for its evaluation, are analyzed.

Keywords: *oil, oil products, fishes, aquatic ecosystems, toxicity, biomarkers.*