

УДК 574.628.387

*В.В. БЕРЕЗУЦЬКИЙ*, канд. техн. наук; *Л.А. ВАСЬКОВЕЦЬ*, канд. біол. наук;  
*А.Л. САВЕНКОВА, Н.Л. БЕРЕЗУЦЬКА*

## ЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА ПРОМИСЛОВИХ ТЕХНОЛОГІЧНИХ РОЗЧИНІВ

Прованалізована небезпечність мастильно-охолоджуючих рідин для виробничого та природного середовищ. Наведені результати досліджень їх водних розчинів методами біотестування. Розглянута можливість використання біотестування для оцінки і контролю екологічної небезпечності технологічних розчинів.

**1. Загальне завдання досліджень та його актуальність.** Серед технологічних розчинів водні мастильно-охолоджуючі рідини (МОР) набули найбільшого розповсюдження у металообробних галузях промислового виробництва. У машинобудуванні вони використовуються як змащувальні, охолоджуючі та миючі засоби. Холодна обробка багатьох металів різанням взагалі неможлива без їх використання. Широкого розповсюдження вони набули у разі обробки металів тиском. За обсягами скидів стічних вод виробництва, де застосовують МОР, займають четверте місце серед інших галузей промисловості. Серед них частка стічних вод, що утворилася за рахунок відпрацьованих МОР, втрат мастила з гідравлічних та інших систем, складає 40-60%, а їх обсяги можуть досягати 50 м<sup>3</sup> на добу [1].

За хімічною структурою МОР представляють собою полідисперсні багатокомпонентні суміші органічних та неорганічних речовин у гетерогенній рідинній системі. Вони поділяються залежно від фізико-хімічної природи та ступеня дисперсності фаз на емульсолі, концентрати та композиції. Головною базовою компонентою емульсолів є масла, у т.ч. нафтові мінеральні, вміст яких може досягати 85-95% [1, 3]. Краплини масел у рідині стабілізовані різними емульгаторами, зокрема ПАР. У концентратах мінеральні масла знаходяться у розчиненому вигляді завдяки вмісту ПАР і їх частка не перевищує 30%. До складу композицій, що відносяться до синтетичних МОР, входять водорозчинні полімери, або суміші ПАР, що грають роль дисперсійного середовища.

З ПАР у синтетичних МОР широко використовують натрієві або триетаноламінові солі ароматичних сульфамідкарбонових кислот та їх суміш з оксидетилірованим фенолом [3].

При приготуванні МОР застосовують як аніоноактивні і катіоноактивні, так і неіоногенні водорозчинні ПАР. До молекули органічних ПАР входять вуглеродний радикал та одна або кілька активних груп. Останні можуть вміщувати метали.

До базового складу МОР вносять різні присадки. Найбільшого використання серед них знайшли речовини з атомами сірки, хлору, фосфору, різні аміни, спирти та

неорганічні солі. Як присадки до МОР додають фосфорорганічні речовини, ароматичні аміни, феноли. Для інгібування корозії в них вводять імідазоли, аміни, аміді алкенілянтраної кислоти та ін. Для покращення мастильних властивостей МОР додають ефіри поліетиленгліколю та інші суміші з таловими та малеїновими кислотами [2].

Підвищення терміну експлуатації МОР за рахунок запобігання руйнуванню мікроорганізмами досягається введенням у компонентний склад різноманітних речовин з бактерицидними та фунгицидними властивостями. До них належать неорганічні речовини, вуглеводні, нітросполуки, спирти, феноли та їх похідні, альдегіди, кетони, аміни, елементоорганічні і гетероциклічні сполуки та ін. Найбільше застосування з них як біоциди отримали: формальдегідвиділяючі агенти, похідні фенола, аліфатичні похідні, циклічні сполуки, вміщуючі сірку, азот, хлор, а також їх синтетичні сполуки [1].

Відпрацьовані МОР металобробних підприємств крім сполук основного складу можуть містити речовини, що потрапляють до них у процесі обробки металів. За даними [4] вони можуть бути забруднені важкими металами (залізом, міддю, марганцем та ін.) і маслом з гідросистем обладнання.

Переважає кількість речовин, що входять до складу МОР належать до 2 та 3 класу небезпеки (ГОСТ 12.1.005 - 88). Надходження їх у повітря робочої зони викликає у працюючих захворювання верхніх дихальних шляхів, зміни у нервовій системі, порушення нервово-судинної регуляції, сприяє розвитку вегетативного невриту та ін. патологічних явищ пов'язаних з виснаженням гіпоталамо-гіпофізарно-адреналової системи. Реєструються порушення функціонального стану органів зору та функцій печінки. Деякі речовини мають імуноспецифічні властивості і викликають у робітників алергічні реакції. Забруднення шкіри компонентами МОР сприяє розвитку карбункулів, абсцесів, фотодерматитів та ін. захворювань шкіри [3]. D.Adam спостерігав у робітників машинобудівної промисловості рак легень та голосових зв'язок. Відомі випадки розвитку злоякісних новоутворень шкіри [6].

Органічні компоненти МОР порушують кислотно-лужну рівновагу, зменшуючи фізіологічний бар'єр шкіри та загальну реактивність організму. Впливають на обмін речовин та нейрогуморальну регуляцію організму, діяльність ферментів і гормонів [3].

Надходження відпрацьованих МОР із скидами стічних вод у навколишнє середовище може негативно позначитися на кисневому балансі водних об'єктів та викликати заморні явища, завдяки високому вмісту легкоокислюваних органічних речовин. За даними [4] хімічне споживання кисню таких вод може перевищувати  $700 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$ . Погіршення кисневого режиму може відбуватися і через надходження разом з відпрацьованими МОР масел з гідросистем обладнання та внаслідок їх біодеградації.

Збитки, які можуть бути завдані навколишньому природному середовищу від надходження неочищених стічних вод, що містять відпрацьовані емульсії, тільки для Харківської області можуть досягати 20 млн.грн. [4]

Такі складові МОР, як ПАР, за своєю природою є мембранотоксичними речовинами. Внаслідок взаємодії з мембранами вони порушують біохімічні та фізіологічні функції водних організмів. Біологічні ефекти, що викликають ПАР,

найрізноманітніші і охоплюють усі ланки трофічного ланцюга водяних екосистем. Патологічні зміни реєструються від порушення поведінки організмів до процесів самоочищення водних об'єктів за рахунок зниження регуляторного потенціалу консументів. До детергентів високочутливими є гідробіонти, які сприяють очищенню води від нафти. Ці речовини впливають на ембріональний та личинковий розвиток організмів, змінюють швидкість росту та харчування водяних організмів [9, 10]. Синтетичні поверхнево -активні речовини впливають на фільтраційну здатність молюсків, найпростіших та інших безхребетних, що може сприяти підвищенню біомаси фітопланктону і викликати евтрофування вод. У певних умовах ПАР можуть безпосередньо стимулювати розвиток водоростей, що у свою чергу, може викликати небезпеку дисбалансу у харчових ланцюгах та регуляторних взаємодіях між організмами [9]. Катіоноактивні ПАР у концентрації 0,1-5 мг/дм<sup>3</sup> впливають на ріст, розмноження, рухливість та енергетичний потенціал зелених та синьозелених водоростей. Змінюють морфологічні, функціональні та метаболічні характеристики водоростей різних систематичних груп [13]

Усе це призводить до втрати якісної води, у першу чергу для питних потреб населення, тому що майже усі види гідробіонтів приймають участь у її самоочищенні й формуванні якості. Отже, з цього боку необхідне збереження усього біорізноманіття водних екосистем. Розрахунки, що виконані у роботі [9], показують, що руйнування спільнот організмів бентосу, до яких належать організми-фільтратори, на площі дна водойми 600 м<sup>2</sup> може нанести збитки 6700 доларів США.

Спроможність ПАР до піноутворення є значною екологічною проблемою, так як органічні речовини та патогенні організми концентруються у піні і створюють епідеміологічну ситуацію у природних водоймищах, особливо тих, які є джерелами питного водопостачання. Тому ПАР належать до речовин, пріоритетних за екологічною небезпечністю серед органічних домішок води [14].

За характером впливу на гідробіонтів нафтопродукти та феноли нагадують нервово-паралітичну отруту. Значним загальним дослідників реєструвалися негативні зміни з боку діяльності центральної нервової системи, порушення фізіологічних процесів у клітинах, включення вуглеводнів у тканини організмів, акумуляція канцерогенів та ін. [11]. Для личинок зоопланктону фенол токсичний у концентраціях 10-12 мг/дм<sup>3</sup>, за яких гине 100% особин за 2-4 доби [12,16]. Викльовування личинок риб затримується при концентрації цього токсиканта на рівні 1 мг/дм<sup>3</sup>. Для дорослих риб він небезпечний у концентрації 0,1-10 мг/дм<sup>3</sup>.

Токсичність важких металів визначається головним чином їх здатністю утворювати в організмах комплексні сполуки, ковалентні зв'язки з атомами вуглецю, а також приймати участь у окислювано-відновлюваних реакціях, що призводять до змін валентності металу. Внаслідок цього у тканинах гідробіонтів порушується функціонування біологічно активних речовин, підвищується здатність мікроелементів долати біологічні бар'єри, порушується баланс мікрофлори та ін. процеси, що погіршують життєдіяльність організмів [11]. Мінімальні та порогові концентрації міді для більшості груп безхребетних складають 10 мкг/дм<sup>3</sup> [15]. Стійкість бентосних форм дещо вища. Для молюсків може досягати 200 - 500 мкг/дм<sup>3</sup>. А порушення швидкості їх фільтрації відбувається при 0,09 - 0,22 мкг/дм<sup>3</sup> [18, 19]. Летальна інтоксикація молоді та дорослих риб відбувається коли вміст міді

у воді перевищує  $50 \text{ мкг/дм}^3$ , а личинок –  $10 \text{ мкг/дм}^3$  [16]. У експериментальних умовах середня летальна концентрація міді у воді склалася  $0,005 \text{ мг/дм}^3$ . Пригнічення росту інфузорій відбувається при вмісті міді у воді  $2,0 \text{ мг/дм}^3$ , зниження рухливості риб та погашення люмінесценції бактерій реєструються відповідно при  $0,1$  та  $8,0 \text{ мг/дм}^3$  [8].

Біоцидні домішки до МОР є токсичними речовинами, що ефективно гальмують розмноження бактерій та грибів. Стимування росту мікрофлори завдяки їх впливу може тривати 17 - 60 діб [1]. Додавання до емульсійних МОР біоцидної домішки Аквабору та Полімеру I та II викликало через тиждень зменшення кількості бактерій до  $10^3 - 5 \cdot 10^3 \text{ кл/см}^3$ . У той же час у контролі їх кількість знаходилася на рівні  $5 \cdot 10^5 \text{ кл/см}^3$ . Через 2 місяці різниця була ще більш вражаюча відповідно  $2 \cdot 10^4 - 8 \cdot 10^3 \text{ кл/см}^3$ , а у контролі –  $10^7 \text{ кл/см}^3$ . Та ж сама картина відслідковувалася і при використанні напів- та синтетичних МОР [2]. Раніше аналогічні результати були отримані при впливі бактрицидної домішки «Формацид-13» на рост бактерій у промислових умовах металообробного цеху Харківського тракторного заводу [4].

Огляд токсичності навіть невеликої кількості речовин, що входять до складу МОР, вказує на їх високу біологічну активність і небезпечність для живих організмів. Безсумнівно, ці речовини не повинні надходити у навколишнє середовище, а у разі непередбачуваних ситуацій їх вміст має обмежуватися і суворо контролюватися адекватними методами. Зменшення ризику негативного впливу на довкілля цих небезпечних сумішей і продуктів їх деструкції може бути досягнуто впровадженням на металообробних підприємствах технологічних природоохоронних заходів (використання МОР, до рецептури яких входять екологічно небезпечні речовини, створення технологічних рідин з найменш шкідливими для довкілля властивостями тощо), так і застосуванням відповідних засобів очищення небезпечних скидів. Для реалізації цих заходів має бути визначена ступінь екологічної небезпечності МОР, виконане їх ранжування за рівнем безпеки та визначені пріоритетні компоненти для першочергового вилучення із стічних вод.

Широко використовувемим прийомом оцінки ступеню екологічної небезпеки речовин для навколишнього середовища є порівняння їх вмісту з ГДК. МОР належить до багатокомпонентних сумішей змінного складу із складними властивостями, тому зрозуміло, що таких нормативів для них не існує. І загально визнаний методичний підхід, що застосовується при токсикологічній оцінці складних сумішей постійного складу, котрий ґрунтується на порівняльній оцінці токсичності індивідуальних речовин суміші або встановлення провідних токсичних компонентів має обмежену цінність. Їх вплив на живі компоненти довкілля неможливо передбачити на підставі ГДК окремих речовин через велику вирогідність сукупної дії складових на організми.

З іншого боку, для багатьох сполук, що входять до складу МОР, ГДК взагалі не розроблені. І стосовно оцінки небезпечності МОР робить використання системи нормативів ГДК ще більш обмеженим і недосконалим. Досить сказати, що для водного середовища розроблено лише 2000 санітарно-гігієнічних і понад 1000 рибогосподарських ГДК [24]. На Україні їх діє значно менше. До того ж хімічний аналіз на рівні ГДК забезпечений лише для 10% від загальної кількості нормованих

речовин. За оцінками фахівців на цей час хімічними методами контролюється лише 0,3% хімічних речовин, котрі потрапляють у навколишнє середовище [25].

У той же час, кількісне визначення окремих компонентів у довкіллі ще не вирішує проблеми встановлення ступеню екологічної небезпеки МОР, так як вирішальне значення для організмів мають не рівні речовин, а їх біологічні ефекти, що залежать від багатьох перемінних.

Одним з ефективних методів аналізу екологічної небезпеки речовин та їх сумішей є біотестування, що дозволяє в умовах експерименту встановити небезпечні властивості компонентів довкілля за реакцією біологічних систем.

Біотестування набуло широкого розповсюдження для випадків, коли ми маємо справу з невідомим складом середовища, або багатокомпонентним його забрудненням, для встановлення ступеню токсикологічного навантаження на довкілля та ін. Головна перевага біотестування перед іншими методами аналізу полягає у тому, що воно дозволяє виявити небезпечність середовища для живих організмів, а часто встановити який з компонентів становить найбільшу загрозу для живого.

В останні десятиріччя біотестування стало загально визнаним та широко використовуваним методом дослідження як окремих речовин, так і якості об'єктів довкілля в цілому [23]. Ці методи зручні, не потребують для аналізу багато часу та висококваліфікованих фахівців, залучають широкий спектр біологічних ефектів забруднення. Вони лежать у підґрунті гігієнічної оцінки токсичності МОР [3]. Біотестування дозволило накопичити чисельні матеріали щодо характеру та механізмам впливу МОР та їх компонентів на здоров'я робітників металообробної промисловості. Дослідженням впливу МОР та їх базових сполук на живі компоненти навколишнього середовища методами біотестування не приділялося уваги.

Залучати для визначення екологічної небезпеки МОР дані виробничих токсикологів щодо порогових та токсичних концентрацій неможливо через відмінності шляхів надходження токсичних речовин, механізмів їх впливу та трансформації у організмах водяної сфери та людини. Досить згадати, що для переважної кількості забруднюючих речовин нормативи ГДК встановлені для водяних організмів суттєво нижчі ніж відповідні санітарно-гігієнічні. Так, наприклад, для міді рибогосподарські ГДК дорівнюють  $0,001 \text{ мг/дм}^3$ , санітарно-гігієнічні –  $1,0 \text{ мг/дм}^3$ . Для нафтопродуктів відповідно  $0,005$  та  $0,3 \text{ мг/дм}^3$ , нікелю –  $0,01$  та  $0,1 \text{ мг/дм}^3$ . Крім того, система ГДК не враховує процесів кумуляції, синергізму та антогонізму речовин у сумішах та фонові їх рівні. Наприклад,  $LC_{50}$  сульфату міді для форелі складає  $0,58 \text{ мг Cu/дм}^3$ , у присутності гліцину  $LC_{50}$  дорівнює  $4,7 \text{ мг Cu/дм}^3$ , а при сполученні з гумусними речовинами токсичність цієї сполуки підвищується майже у 500 разів [17].

Отже, актуальними є роботи щодо визначення екологічної небезпеки МОР та їх компонентів у експериментальних умовах на тестових організмах з метою розробки ефективних засобів очищення та контролю забруднення стічних вод, що вміщують залишки технологічних розчинів та їх метаболіти. Першим етапом вирішення цієї проблеми є дослідження токсичних властивостей МОР методами біотестування.

2. Аналіз останніх результатів та публікацій, у яких почато вирішення проблеми. Дослідження небезпечних властивостей МОР довго знаходяться під пильною увагою токсикологів та гігієністів. Була розроблена методологія їх токсикологічної оцінки. Вона передбачає визначення токсичності МОР та їх складових методами біотестування з урахуванням комбінованої дії компонентів МОР та дозволяє розробити рекомендації щодо оздоровлення праці робітників машинобудівної галузі [3,7]. Запропоновані математичні залежності для розрахунків орієнтовно безпечних рівнів впливу (ОБРВ) аерозолів МОР у повітрі робочої зони. Багаторічний досвід профтоксикологів дозволив уніфікувати етапи, принципи та методи проведення досліджень. Розроблена методика повної токсикологічної оцінки МОР на теплокровних лабораторних тваринах. Але всі ці розробки стосуються виключно визначення небезпечності МОР у повітрі для здоров'я працюючих і не торкаються безпеки цих технологічних розчинів для природного середовища.

Для оцінки стійкості МОР та її компонентів щодо руйнівного впливу мікроорганізмів та при випробуванні біологічної активності біоцидних домішок використовують багато різних методик [1, 2, 5]. Переважна їх частина передбачає визначення токсичності речовин та їх сумішей на живих організмах – бактеріях. Це перед усім дифузні методи «глибинного культивування» з використанням мікробних угруповувань МОР на живильному середовищі. Для експрес-контролю ступеню біопшкодження МОР на металообробних підприємствах знайшли застосування індикаторні біотести. Найбільше розроблена методика оцінки, до основи якої покладено визначення дегідрогеназної активності мікрофлори за допомогою індикатора ТГХ (2,3,4 – трифенілтетразоля хлористого). Ступінь біопшкодження визначають за допомогою теста на інтенсивність забарвлення досліджуваного зразка.

Наведені біотести по суті мають за мету вирішення технологічних проблем пов'язаних із захистом МОР від біопшкодження і не торкаються завдань охорони навколишнього природного середовища. Застосування результатів такого тестування для ров'язання питань екологічної безпеки МОР не ефективно хоча б з причини низької чутливості мікроорганізмів до токсичного впливу та іншої їх орієнтованості. Так, біотести на бактеріях дозволяли виявляти концентрацію міді у воді на рівні 8,0 мг/дм<sup>3</sup>, а на дафніях та рибках відповідно – 0,005 та 0,1 мг/дм<sup>3</sup>. Аналогічне співвідношення зберігалося між результатами біотестування кадмію. Чутливість біотесту на бактеріях була нищою від дафнієвого та рибного відповідно у 2822 та 11 разів [8].

Таким чином, невирішеною є частина загальної проблеми, що пов'язана з дослідженнями токсичних властивостей МОР для визначення ступеню небезпеки навколишньому середовищу з метою розробки технічних засобів захисту довкілля.

Мета даної роботи – аналіз МОР на токсичність шляхом біотестування. На підставі отриманих результатів обґрунтування можливості використання біотестування для оцінки та контролю екологічної небезпечності МОР.

3. Матеріал та методика досліджень. Об'єктом досліджень був «Тенол ПЛ-2АС», що є представником сучасних МОР, які використовуються на металообробних підприємствах м.Харкова.

Токсичність водних розчинів МОР вивчали у гострому експерименті тривалістю до 96 годин на пищих ракоподібних – дафніях (*Daphnia magna Straus*). Вибір цього тест-об'єкта був обумовлений тим, що він є найпоширенішим з тест-об'єктів, котрий використовується у екологічних дослідженнях більше як півстоліття. Біотест з використанням дафній уведений у міжнародні та національні екологічні стандарти багатьох країн світу. Має широку галузь застосування: від визначення токсичності води, водних розчинів окремих речовин до витяжок з ґрунтів та відходів. Тест-об'єкти, що в ньому використовуються, легко вводяться у культуру, невибагливі до умов розведення, мають порівняно короткий життєвий цикл. Це дозволяє залучати його не тільки до експериментальних досліджень МОР, а і рекомендувати для контролю ефективності очищення виробничих стічних вод на металообробних підприємствах.

Культивування тест - об'єкту за лабораторних умов та підготовку до біотестування виконували відповідно до РД 211.7.049 - 96 та КНД 211.1.4.054 - 97 [20, 21]. Культуру дафній утримували у скляному посуді, який розміщали у спеціально облаштованому приміщенні. Густина культури становила 10-15 особин на 1 дм<sup>3</sup>. Кожні 4 тижня дорослих дафній і молодь пересаджували у посуд зі свіжою водою. Для отримання тест-об'єктів самок дафній з виводковими камерами відсаджували у окремий скляний посуд місткістю 1 дм<sup>3</sup>, заповнений водою для культивування та кормом. Після появи молоді дорослих особин видаляли. Перевірку придатності культури дафній до біотестування виконували шляхом встановлення середньої летальної концентрації розчину біхромату калію у дослідах тривалістю 24 години. Протягом експерименту з МОР LC<sub>50/24</sub> біхромату калію для тест-об'єкта знаходилася у діапазоні 0,9 - 2,5 мг/дм<sup>3</sup>.

Біотестування проводили у скляному посуді об'ємом 100 см<sup>3</sup>, що заповнювали розчинами МОР, які готували методом розбавлень контрольною водою вихідного розчину МОР. Інші посудини заповнювали контрольною водою, яку готували шляхом відстоювання протягом 7 діб питної води. Досліджували токсичну дію розбавлень МОР від 10 до 16000. Повторюваність досліду та контролю була трикратна.

Спостереження вели щодобово. Живими вважали дафній, котрі вільно рухалися у товщі води або спливали з дна посудини не пізніше як за 15 секунд після її легкого струшування.

На підставі підрахунку кількості живих дафній у контролі та досліді визначали кількість загиблих організмів згідно [20]. Розчини вважали такими, що виявляють гостру летальну токсичність, якщо кількість загиблих дафній у досліді відносно контролю становила 50 і більше відсотків.

Розрахунок середнього летального розбавлення розчину МОР та середньої летальної концентрації біхромату калію виконували згідно з [21]. Обчислення середнього летального розбавлення та середньої летальної концентрації виконували згідно з [21].

4. Результати та їх обговорення. Результати визначення гострої летальної токсичності МОР см. рис.

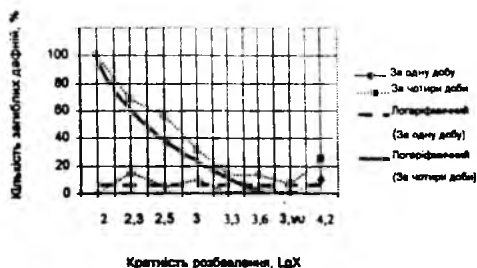


Рис. Вплив «Тенола ПЛ-2АС» на виживаність дафній у гострому експерименті

Отримані результати показали, що середнє летальне розбавлення ( $LJCR_{50\%}$ ) «Тенола ПЛ-2АС» знаходиться у межах 270-330. Концентрації масел та ПАР, що відповідають цим розбавленням МОР, значно менші за ГДК цих речовин у водяному середовищі. Отже, можна припустити, що цей ефект є результатом сукупної дії компонентів МОР. Імовірно, що токсикологічна оцінка таких складних сумішей як МОР, не повинна базуватися на порівняльній оцінці компонентів суміші та виділенні у її складі провідного токсиканта за рівнями ГДК. Вона має відбивати характер токсичної дії суміші в цілому, а обмеження їх вмісту у стічних водах та ступінь очищення має це враховувати. Для попереднього дослідження токсичних властивостей таких сумішей рекомендується використовувати математичні методи багатфакторного аналізу [22].

Щодобові спостереження за змінами виживаності дафній показали, що на 4 добу частина дафній переміщується у масляну плівку, яка з'являється на поверхні дослідних розчинів, не втрачаючи при цьому рухливості. Найбільш вираженою плівка була у розбавленнях, що перевищували середнє летальне розбавлення. Особливо чітко це прослідковувалося при розбавленнях МОР вищих за 800. Продовження експозиції дафній у розбавленнях МОР 800-8000 приводило тест-організми до загибелі. І тільки у розбавленнях, що дорівнювали 16000, дафнії продовжували жити тривалий час. Це вказує на високу екологічну небезпеку МОР для навколишнього середовища. На сьогодні можливості щодо розбавлення стічних вод мало коли перевищують 100 разів, а самоочищувальна їх здатність давно вичерпана [8]. За таких умов може відбуватися загибель населення водних об'єктів, бо розбавлення стічних вод у водних об'єктах майже у три рази менше за середнє летальне отримане у досліді.

Отже, орієнтація розроблених технічних засобів очищення стічних вод на додержання ГДК окремих речовин у водному об'єкті потребує перегляду. Множинність складу такої хімічної суміші як МОР, де компонентний букет залежить від технічної марки, або є оригінальною рецептурою фірми-виробника технологічного розчину, потребує проводити вибір та вдосконалення засобів очищення стічних вод на підставі визначення ступеня екологічної небезпеки цих технологічних розчинів з врахуванням токсичних їх властивостей. Особливості складу МОР, пов'язані з присутністю масел, нафтопродуктів та неіндефікованих

компонентів, що з'являються через деструкцію технологічної рідини внаслідок біопшкодження та інших експлуатаційних процесів, вимагають оцінювати екологічну небезпеку МОР не тільки на підставі гострих летальних дослідів, а і включати довготривалі, які враховують інші впливи на життєдіяльність організмів. Тому гостро встає питання вибору біотестів, що мають адекватно відбивати особливості та механізми впливу МОР на живі організми, можуть бути застосованими не тільки на етапі створення засобів очищення стічних вод, а і для виробничого контролю стічних вод на етапі очищення та скиду.

Це потребує створення методологічних підходів до оцінки екологічної небезпеки промислових технологічних розчинів, у тому числі МОР, з врахуванням мінливого та не повністю ідентифікованого складу.

#### **5. Висновки, рекомендації та перспективи подальших досліджень.**

На підставі аналізу публікацій та експериментальних досліджень можна зробити наступні висновки:

1. Масильно охолоджувальні рідини є екологічно небезпечними сумішами, залишки і метаболіти яких потребують видалення із стічних вод металобробних підприємств.

2. Зменшення ризику негативного їх впливу на довкілля може бути досягнене шляхом створення та запровадження на виробництві екологічно безпечних МОР та розроблення новітніх засобів очищення стічних вод. Останнє є найбільш практично реалізуєме у найближчий час та потребує менших затрат на створення технології.

3. Розроблення та вдосконалення засобів очищення стічних вод має ґрунтуватися на оцінці ступіню екологічної небезпечності МОР.

4. Оцінка екологічної небезпечності МОР має враховувати не тільки аналіз провідних компонентів суміші за нормативами ГДК, а і результати натурних досліджень токсичності та інших віддалених ефектів впливу на живі складові навколишнього природного середовища.

Орієнтація розроблення методів очищення стічних вод на оцінку екологічної небезпечності технологічних рідин потребує створення методологічних засад до такої оцінки спрямованої на врахування мінливості та неідентифікованості складу цих сумішей. Першим кроком у цьому напрямку має бути вивчення небезпечних для навколишнього природного середовища, у тому числі токсичних, їх властивостей. Першочергові завдання мають полягати у визначенні переліку методів адекватних екологічним властивостям технологічних розчинів та прийомів оцінювання небезпеки за результатами аналізу.

**Список літератури:** 1. Горчаков П.А. Анализ существующих тенденций создания экологично безопасных смазочно-охлаждающих жидкостей //Научн. и технич. аспекты охраны окружающей природн. среды. Обзорн. информ. -М.:ВНИТИ. - 2005. - № 5 – С. 1 -120. 2. Горчаков П.А., Чулок А.И., Садовский С.Н., Штильман М.И. Синтез и исследование биоцидных свойств полимерных присадок для производства биостабильных смазочно-охлаждающих жидкостей //Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. – М.: ВНИТИ. -2004. - № 12. С. 55-61. 3. Кундиев Ю.И., Трахтенберг И.М., Поруцкий Г.В. и др. Гигиена и токсикология смазочно-охлаждающих жидкостей К.:Здоров'я, 1982. 120 с. 4. Березуцький В.В. Екологічні аспекти застосування мастильно-охолоджувальних рідин. К.: ІЗМН, 1996. 164 с. 5. ГОСТ 9.085-78. Жидкости смазочно-охлаждающие. Методы испытаний на биостойкость. – Введ. 01.07.79. 6. Adam D.

Hygiene and toxicology of petroleum hydrocarbons/ Lubrication additives for industrial lubricants (Hygiene and Toxicology) // Lubricol. Corp. N.Y. – 1972. – P. 5-34. 7. *Кречковский Е.А.* Токсичность некоторых смазочно-охлаждающих жидкостей и присадок, используемых в металлообработке // Гигиена труда и профзаболеваний. – 1985, -- № 12. – С.46-47. 8. *Красовский Г.Н., Егорова Н.А.* Недостатки биотестирования при гигиенической оценке сточных вод // Гигиена и санитария. – 2005, №3. – С. 10 - 13. 9. *Остроумов С.А.* Биохимическая экология водных экосистем. К теории самоочищения водоемов и водотоков // Геохимическая экология и биохимическое изучение таксонов биосферы. – М.: Наука, 2003. – С. 63-66. 10. *Остроумов С.А.* О воздействии поверхностно-активных веществ на фильтрационную активность морских моллюсков в связи с вопросами самоочищения воды // Экологическая химия. – 2005. - № 14 (3). – С. 181-191. 11. *Фацук Д.Я., Сапожников В.В.* Антропогенная нагрузка на геосистему «море – водосборный бассейн» и ее последствия для рыбного хозяйства. – М.: ВНИРО, 1999. – 124 с. 12. *Никонко Е.М.* Влияние фенолов на гидробионтов разных трофических уровней // Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. – С. 23-25. 13. *Паршикова Т.В.* Участие поверхностно-активных веществ в регулировании развития микроскопических водорослей // Гидробиологический журнал. - 2003. - Т. 39, № 1. – С. 65-70. 14. *Карцев А.М., Стародуб Н.Ф., Левковец И.А. и др.* Использование биолюминесценции для тестирования воды при ее очистке от ПАВ // Химия и технология воды. – 2003. - Т. 25, № 6. - С. 594-603. 15. *Патин С.А.* Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. М.: Легкопромпиздат, 1979. 304 с. 16. *Миранов О.Г., Сухоруков А.Т.* Влияние фенола на морские организмы // Биология моря. - 1979. – Вып.50. – С. 3-10. 17. *Никаноров А.М., Трунов Н.М., Жулидов А.В., Лапин И.А.* Принципы и задачи экологического нормирования пресноводных экосистем // Экологическая химия водной среды. М.: ИХФ АН СССР, 1988. – С.40-61. 18. *Howell R., Grant A.M., Maccoy T.J.* Effect of treatment with reserpine on the chagle filtration rate of *Mytilus edulis* subjected to dissolved copper // Mar. Pollut. – 1984. - V.15, № 12. – P. 436-439. 19. *Watling H.R., Watling R.J.* Comparative effect of metals on the brown mussel (*Perna perna*) // Bull. Environ. Contam. and Toxicol. – 1982. - V. 29., №6. – P. 651-657. 20. *РД 211.7.049-96.* Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів. Методичні вказівки по контролю токсичності промислових стічних вод на різних етапах технологічного процесу. К., 1997. 21. *КНД 211.1.4.054-97* Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів. Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Daphnia magna* Straus. K., 1997. 22. *Нагорный П.А.* Комбинированное действие химических веществ и методы его гигиенического изучения. М., 1984. 23. *Брагинский Л.П., Игнатюк А.А.* Визуально фиксируемые реакции пресноводных гидробионтов как экспресс-индикаторы токсичности водной среды // Гидробиологический журнал. – 2005. – Т. 41, № 4, – С.89 - 103. 24. *Николайкин М.И., Н.Е.Николайкина, Мелехова О.П.* Экология. – М.: Дрофа, 2004. – 624 с. 25. *Никаноров А.М., Хоружая Т.А.* Экология. М.: «Изд. ПРИОР», 2000. 304 с.

*Поступила у редакцію 25.12.06*