

УДК 911.8:556.51:504.054

О. М. КРАЙНЮКОВ, канд. геогр. наук, доц.
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна
майдан Свободи, 6, 61022, Харків, Україна
alkraynukov@gmail.com

ЛАНДШАФТНО-ЕКОЛОГІЧНИЙ ПРИНЦИП ВСТАНОВЛЕННЯ НОРМАТИВІВ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ПОВЕРХНЕВІ ВОДИ

Представлено наукове обґрунтування, загальні вимоги і принципи встановлення нормативів екологічної безпеки для води водних об'єктів рибогосподарського водокористування; сформульовано вимоги до якості води поверхневих водних об'єктів, які забезпечують нормальне функціонування водної геоекосистеми. Розроблено та опрацьовано методичні прийоми та процедури встановлення нормативів екологічної безпеки водокористування – рибогосподарські ГДК речовин.

Наведено узагальнені результати встановлення еколого-рибогосподарського нормативу - гранично допустимої концентрації (ГДК) морфоліну. За показниками значення ГДК (0,125 мг/л), стабільності у водному середовищі (зменшення концентрації на 95 % складає 32 доби), коефіцієнта матеріальної кумуляції в органах та тканинах риб (0,85-2,4), коефіцієнта ступеня ураженості водної екосистеми (1,1) морфолін відноситься до 3 класу небезпеки.

Ключові слова: поверхневі води, водна геоекосистема, норматив, екологічна безпека, водокористування, еколого-рибогосподарський норматив, морфолін, максимально допустима концентрація, лімітуючий показник шкідливості, клас небезпеки, коефіцієнт матеріальної кумуляції, коефіцієнт ураженості водної геоекосистеми

Крайнюков О. М. ЛАНДШАФТНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ПРИНЦИП УСТАНОВЛЕНИЯ НОРМАТИВОВ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ПОВЕРХНОСТНЫЕ ВОДЫ

Представлено научное обоснование, общие требования и принципы установления нормативов экологической безопасности для воды водных объектов рыбохозяйственного водопользования; сформулированы требования к качеству воды поверхностных водных объектов, которые обеспечивают нормальное функционирование водной геоекосистемы. Разработаны и апробированы методические приемы и процедуры установления нормативов экологической безопасности водопользования – рыбохозяйственных ПДК веществ.

Приведены обобщенные результаты установления эколого-рыбохозяйственного норматива - предельно допустимой концентрации (ПДК) морфолина. По показателям значения ПДК (0,125 мг/л), стабильности в водной среде (уменьшение концентрации на 95 % составляет 32 суток), коэффициента материальной кумуляции в органах и тканях рыб (0,85-2,4), коэффициента степени поражения водной экосистемы (1,1) морфолин относится к 3 классу опасности.

Ключевые слова: поверхностные воды, водная геоекосистема, норматив, экологическая безопасность, водопользование, эколого-рыбохозяйственный норматив, морфолин, максимально допустимая концентрация, лимитирующий показатель вредности, класс опасности, коэффициент материальной кумуляции, коэффициент поражения водной геоекосистемы

Krainiukov O. M. LANDSCAPE-ECOLOGICAL PRINCIPLE SET STANDARDS OF ANTHROPOGENIC IMPACT ON SURFACE WATERS

The article presents the scientific rationale, general requirements and principles set standards of ecological safety for water of water objects of fishery; it has been formulated requirements for water quality of surface water objects to ensure normal functioning of aquatic geoecosystem. It has been also developed and worked instructional techniques and procedures for establishing standards of ecological safety of water management - fishery the maximum concentration limit substances.

Generalized results establish ecological and fisheries fishery standard - the maximum concentration limit (MCL) morpholine. In terms of the value of the MCL (0.125 mg / l), stability in the aquatic environment (reduction of 95% concentration is 32 days), the index of material accumulation in organs and tissues of fish (0,85-2,4), the degree of factor of defeat aquatic geoecosystem (1.1) morpholine belongs to 3 hazard class.

Keywords: surface waters, aquatic geoecosystem, ecological safety, standard, water management, ecological and fishery standard, maximum concentration limit substances, morpholine, the maximum concentration limit , detrimental limit index , hazard class, factor of material accumulation , factor of defeat aquatic geoecosystem

Вступ

Стан проблеми. Однією із головних складових системи управління природокористуванням є встановлення нормативів, заснованих на ландшафтно-екологічному принципі та геосистемному підході, оскільки їх дотримання спрямовано на збереження ресурсо- та середовищевідтворювальних властивостей природних ландшафтів. У зв'язку з цим, основним напрямом водоохоронної діяльності є контроль за станом поверхневих вод з метою забезпечення дотримання нормативів екологічної безпеки водокористування. Протягом останніх років поверхневі водні об'єкти на території України інтенсивно забруднюються. За даними, наведеними у [1] впродовж 2011р. у водні об'єкти скинуто понад 7,7 км³ стічних вод, у тому числі забруднених - 1,6 км³. Із стічними водами до водних об'єктів надійшло 403,3 т нафтопродуктів, 801,2 тис. т сульфатів, 637,6 тис. т хлоридів, 271,4 т СПАР, 9,1 тис. т азоту амонійного, 57,9 тис. т нітратів, 2,2 тис. т нітритів, 735,7 т заліза, тощо.

Згідно з інформацією, наведеною в Екологічних паспортах регіонів, які відносяться до екологічно напружених [2,3] у поверхневі водні об'єкти Дніпропетровської області у 2008, 2009, 2010рр. скинуто стічних вод 1305,0; 1135,0; 1171,0 млн. м³, у тому числі забруднених 613,3; 522,0; 503,7 млн. м³ відповідно; Луганської області – 316,0; 286,5; 321,1 млн. м³, у тому числі забруднених 147,4; 100,3; 95,74 млн. м³ відповідно.

Спостереження за станом поверхневих вод здійснюють відповідні суб'єкти моніторингу на 151 водному об'єкті у 242

пунктах та 379 створах. Якість поверхневих вод оцінюється контролюючими службами шляхом порівняння фактичних значень вмісту забруднюючих речовин з нормативами екологічної безпеки - гранично допустимими концентраціями речовин для води водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового та рибогосподарського водокористування (далі рибогосподарські ГДК речовин). На території України відповідно до постанови Верховної Ради від 12.09.91р. №1545-ХІІ чинні рибогосподарські ГДК речовин 1990р. [4] та нормативи ГДК для води водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового водокористування 1988р. [5], в той час коли за останні десятиріччя в різних галузях економіки впроваджуються нові технології із застосуванням в якості сировини різних хімічних сполук, для яких не встановлено нормативи ГДК, що є наслідком відсутності будь-яких методичних документів, які регламентують порядок їх встановлення. При цьому слід відзначити, що згідно зі статтею 41 Водного кодексу України скидання стічних вод у водні об'єкти, які вміщують неунормовані речовини, забороняється.

Стан питання. Аналіз літературних джерел і нормативних матеріалів у галузі, що розглядається, свідчить про наступне. У ряді публікацій [6,7], наведено порядок встановлення нормативів рибогосподарських ГДК та рекомендації щодо використання відповідних методик для визначення порогових концентрацій речовин і методи статистичної обробки результатів експериментів.

Суттєвим недоліком зазначених методичних посібників є безсистемне викладення процедур з визначення максимально допустимих концентрацій речовин для всіх використаних тест-об'єктів, що не дозволяє відтворити експерименти за алгоритмом, який пропонується.

Особливої уваги потребує питання стосовно врахування сумісної дії забруднюючих речовин, які надходять у водні об'єкти від різних джерел. При нормуванні забруднюючих воду речовин, яке засновано лише на порівнянні фактичних концентрацій з величинами їх ГДК, не враховується їх небезпека для біотичної складової водних геоекосистем, у зв'язку з існуючою можливістю виникнення непередбачених наслідків взаємодії речовин, які надходять у водний об'єкт із стічними водами, з хімічними сполуками у зоні їх первинного розбавлення водою водного об'єкта. Це пов'язано з тим, що норми як величини, що обмежують антропогенний вплив на навколишнє середовище, повинні запобігати порушенню механізмів відтворюючих властивостей природних ландшафтів. Цього можна досягти як шляхом розробки норм для окремих властивостей компонентів ландшафту, так і за допомогою врахування синергізму при взаємодії речовин та ін. [8]. При цьому автор підкреслює, що вода - найбільш мобільний компонент ландшафтів, який забезпечує формування ряду кругообігів, а най-

більш уразливою і важливою складовою ландшафтів є біота.

Мета та завдання досліджень. Метою досліджень було створення наукових засад встановлення нормативів екологічної безпеки водокористування на основі ландшафтно-екологічного принципу і геосистемного підходу із застосуванням методу біотестування, за допомогою якого в інтегральній формі визначають ступінь впливу антропогенного забруднення поверхневих вод на біотичну складову водних геоекосистем.

Завдання досліджень:

- формулювання загальних вимог до встановлення нормативів екологічної безпеки – рибогосподарських ГДК речовин;
- розроблення та опрацювання методичних прийомів і процедур встановлення рибогосподарських ГДК речовин за допомогою тест-системи з використанням набору методик біотестування;
- визначення показників віднесення речовин до відповідного класу небезпеки для водних геоекосистем;
- обґрунтування відповідності функціонального призначення нормативів екологічної безпеки водокористування ландшафтно-екологічному принципу;
- опрацювання порядку встановлення рибогосподарської ГДК для конкретної речовини.

Матеріали та результати досліджень

Обов'язковими методичними прийомами при встановленні нормативів екологічної безпеки - гранично допустимих концентрацій речовин для води водних об'єктів рибогосподарського водокористування є: визначення максимально допустимих концентрацій речовини, що нормується, для водоростей, вищих рослин, інфузорій, ракоподібних, моллюсків, комах, риб; визначення генотоксичних властивостей; вивчення стабільності речовини у водному середовищі; оцінка впливу на процеси самоочищення води; визначення ступеня ураженості біотичної складової геоекосистеми водного об'єкта, в який надходить речовина.

Виходячи з переліку експериментальних досліджень, які необхідно проводити при встановленні рибогосподарського нор-

мативу ГДК речовин, даний норматив екологічної безпеки водокористування слід вважати еколого-рибогосподарським нормативом.

З метою встановлення максимально допустимої концентрації речовини для кожного тест-об'єкта визначають обов'язкові показники її токсичності. Інші показники можуть бути допоміжними, їх використовують для вивчення специфічних особливостей впливу речовини на тест-об'єкти. Максимально допустиму концентрацію речовини для окремих тест-об'єктів розраховують за результатами узагальнення експериментальних даних щодо токсичної дії речовини на всі досліджувані показники токсичності. Придатність тест-об'єктів до біотестування перевіряють за спеціальною процедурою шляхом визначення їх чутливості до ета-

лонних речовин, яка повинна знаходитись у межах встановленого діапазону реагування тест-об'єкта [9].

Висновок щодо наявності або відсутності токсичної дії речовини на тест-об'єкт в окремих експериментах за відповідними показниками токсичності здійснюють на підставі встановленого критерію токсичності.

В експериментах з визначення максимально допустимих концентрацій використовують розчини з різними концентраціями речовини, які готують додаванням певного об'єму її вихідного розчину у воду, відібрану із водного об'єкта, в який надходять залишкові концентрації речовини. Результати, які отримують в експериментах під час дії досліджуваної речовини на тест-об'єкти (дослід) зіставляють з результатами експериментів за відсутності речовини (контроль). Для приготування контролю використовують воду, в якій утримуються тест-об'єкти.

Експерименти проводять у три етапи. На першому етапі визначають концентрації речовини від недіючої, яка не викликає загибелі тест-об'єктів або змінювання досліджуваного показника їх життєдіяльності, до концентрації, за якої гинуть або повністю пригнічується життєдіяльність тест-об'єктів за відповідними показниками. При цьому використовують широкий діапазон концентрацій, які можуть відрізнятись на порядок величин, наприклад, 0,01; 0,1; 1,0; 10,0; 100,0 мг/л.

На другому етапі (визначення гострої токсичності) проводять серію (не менше 6) короткострокових експериментів, за результатами яких визначають концентрацію речовини, в якій гинуть 50 % тест-об'єктів (LK_{50}) або на 50 % (EK_{50}) пригнічуються досліджувані функції їх життєдіяльності. Для цього використовують вузький діапазон концентрацій речовини.

На третьому етапі (визначення хронічної токсичності) проводять серію (не менше 6) довгострокових експериментів з використанням ряду концентрацій, серед яких максимальна повинна дорівнювати приблизно $\frac{1}{2} LK_{50}$ (EK_{50}), мінімальна – не спричинювати хронічної токсичної дії на тест-об'єкти за відповідними показниками. За результатами експериментів знаходять мінімальну діючу концентрацію речовини в кожному експерименті, яка викликає стати-

стично значиме відхилення (пригнічення або стимулювання) кожного із досліджуваних показників токсичності у досліді порівняно з контролем. Використовуючи ряд отриманих значень з мінімальних діючих концентрацій речовини в серії експериментів, визначають максимально допустиму концентрацію речовини для кожного показника життєдіяльності тест-об'єкта. За максимально допустиму концентрацію речовини приймають ту з мінімальних діючих концентрацій, яка за частотою зустрічальності не перевищувала 20 %.

Послідовність процедур, умови проведення експериментів та їх тривалість регламентуються відповідними методиками біотестування [10-12].

За гранично допустиму концентрацію речовини приймають найменшу з ряду визначених максимально допустимих концентрацій для використаних в експериментах тест-об'єктів з урахуванням результатів оцінки впливу речовини на процеси самоочищення води. Трофічна ланка, до якої відноситься найбільш чутливий тест-об'єкт, визначається як лімітуюча.

Коефіцієнт ступеня ураженості водної екосистеми розраховують шляхом врахування рівнів хронічної токсичності води, відібраної із водного об'єкта, в який надходить зі стічними водами речовина, що нормується. Для цього застосовується метод біотестування з використанням в якості тест-об'єкта представника найбільш чутливої ланки водної екосистеми, яка виявилась лімітуючою при встановленні нормативу еколого-рибогосподарського ГДК.

У залежності від специфічних особливостей і проявів впливу речовин на показники, що досліджувались, та на якість води і товарну якість промислових організмів, визначають наступні лімітуючі показники шкідливості (табл.1).

З метою визначення рівня небезпеки речовин для водної геоекосистеми при їх надходженні у водний об'єкт та встановлення пріоритету щодо здійснення контролю якості води встановлюється клас небезпеки речовин.

Для віднесення речовини до відповідного класу небезпеки використовують наступні дані: значення гранично допустимої концентрації; стабільність водного розчину (термін, впродовж якого відбувається зме-

нення концентрації речовини на 95 %); кумулятивні властивості речовини (коефіцієнт матеріальної кумуляції в органах і тканинах риб); ураженість водної екосистеми (кількісна характеристика порушення життєдіяльності водних організмів у залежності від рівнів хронічної токсичності води вод-

ного об'єкта, в який надходить унормована речовина).

З урахуванням зазначених характеристик речовини її відносять до одного із 4 класів небезпеки (табл. 2).

Якщо проаналізувати методичні прийоми, які використовуються для встанов-

Таблиця 1

Лімітуючі показники шкідливості речовини

Лімітуючі показники шкідливості	Ознаки
Органолептичний	Поява невластивих воді присмаків та запахів, утворення на поверхні води плівок та піни
Санітарний	Вплив на гідрохімічний режим та процеси самоочищення води
Санітарно-токсикологічний	Вплив на деякі функції водних організмів та санітарні показники якості води
Токсикологічний	Пряма токсична дія на основні показники життєдіяльності водних організмів
Рибогосподарський	Вплив на товарну якість промислових водних організмів, поява в них сторонніх присмаків та запахів

Таблиця 2

Класи небезпеки речовин для водних геоекосистем

Клас небезпеки	Лімітуючий показник шкідливості	Характеристика ознак
1 клас надзвичайно небезпечні речовини	Токсикологічний	Значення ГДК менше 0,00001 мг/л; коефіцієнт матеріальної кумуляції більше 200; стабільність водного розчину речовини більше 180 діб; коефіцієнт ступеня ураженості біотичної складової водної геоекосистеми – 1,5.
2 клас високонебезпечні речовини	Токсикологічний	Значення ГДК від 0,0001 мг/л до 0,00001 мг/л; коефіцієнт матеріальної кумуляції від 51 до 200; стабільність водного розчину речовини від 60 до 180 діб; коефіцієнт ступеня ураженості біотичної складової водної геоекосистеми – 1,4.
3 клас небезпечні речовини	Токсикологічний, санітарно-токсикологічний або рибогосподарський	Значення ГДК від 0,01 мг/л до 0,0001 мг/л; коефіцієнт матеріальної кумуляції від 1,1 до 50; стабільність водного розчину речовини менше 60 діб; коефіцієнт ступеня ураженості біотичної складової водної геоекосистеми – 1,3.
4 клас помірно небезпечні речовини	Будь-який лімітуючий показник	Значення ГДК більше 0,01 мг/л; кумулятивні властивості відсутні; стабільність водного розчину речовини менше 10 діб; коефіцієнт ступеня ураженості біотичної складової водної геоекосистеми від 1,1 до 1,2.

лення нормативів екологічної безпеки водокористування можна прийти до висновку, що еколого-рибогосподарські ГДК речовин

встановлюються на основі використання ландшафтно-екологічного принципу і геосистемного підходу, про що свідчить наступне.

Метою встановлення еколого-рибогосподарських ГДК речовин є забезпечення умов для нормального функціонування водних геоекосистем. Якість води відповідає зазначеним вимогам у випадку, коли при надходженні у водний об'єкт забруднюючих речовин не будуть створюватись гостролетальні умови та у будь-якому створі водного об'єкта не буде проявлятися хронічна токсичність, тобто негативний вплив забруднюючих речовин на виживаність і відтворюваність водних організмів буде відсутній. Для цього застосовується геосистемний підхід шляхом встановлення нормативів рибогосподарських ГДК речовин з використанням представників водної геоекосистеми – редуцентів (сапрофітні гетеротрофні бактерії), продуцентів (вищі водні рослини, водорості), консументів (ракоподібні, молюски, комахи, риби), що забезпечує збереження цілісності всіх ланок трофічного ланцюга біотичної складової водної геоекосистеми.

Основною функцією нормативів рибогосподарських ГДК речовин, які встановлюються за допомогою традиційних методичних прийомів, є оцінка якості води на основі співставлення фактичних значень її складу за окремими фізико-хімічними показниками з відповідними значеннями ГДК, однак результати такої оцінки не враховують сумісної дії та різних проявів взаємодії (синергідних, антагоністичних, адитивних) хімічних речовин, присутніх у воді, що вміщує унормовану речовину (стічна, зливово тощо), та у воді водного об'єкта, в який надходять зазначені категорії вод. Доповнення процедури встановлення рибогосподарських ГДК речовин методичним прийомом з визначення ступеня ураженості біотичної складової водної геоекосистеми через рівні хронічної токсичності води водного об'єкта, в який надходить унормована речовина, дозволяє врахувати наслідки негативного впливу забруднення поверхневих вод за комплексом показників фізико-хімічного складу і токсичних властивостей води. На основі отримання таких даних здійснюється оцінка екологічного стану водного об'єкта, що при відповідних умовах, може бути індикатором екологічного стану природно-ландшафтних комплексів на відповідній території.

У роботі [13] відзначається, що ландшафтно-екологічний принцип оцінки екологічного стану будь-якого компоненту природного середовища ґрунтується на системному поєднанні наступних підходів: ландшафтного (просторова організація геоекосистем), екологічного (функціональні зв'язки між живими організмами та абіотичними факторами), антропогенно-ландшафтного (зміни стану геоекосистем у результаті їх господарського використання), ландшафтно-геохімічного (хімічні параметри стану геоекосистем), екогеохімічного (реакція живих організмів на зміну геохімічного середовища), ландшафтно-екологічного (інтегральна оцінка екологічного стану територій). Наведені вище підходи враховуються при здійсненні оцінки екологічного стану поверхневих вод за допомогою еколого-рибогосподарських ГДК речовин. Аналіз зазначених підходів показав, що ландшафтно-екологічний принцип встановлення і використання еколого-рибогосподарських ГДК речовин для нормування якості поверхневих вод ґрунтується на врахуванні факторів антропогенного забруднення (антропогенно-ландшафтний підхід), реакції біотичної складової водних геоекосистем на забруднення (екогеохімічний підхід), а також особливостей, що притаманні природним ландшафтам (ландшафтно-екологічний підхід). До них, в першу чергу, можна віднести специфіку морфологічних конфігурацій ландшафтів, зокрема парагенетичної і басейнової [14], регіональну неоднорідність і парадинамічні зв'язки суміжних ландшафтних комплексів [15], формування процесів флювіального рельєфоутворення [16,17] та ін.

На підставі викладеного можна зробити висновок, що встановлення нормативів екологічної безпеки – еколого-рибогосподарських ГДК речовин засновано на ландшафтно-екологічному принципі, оскільки за їх допомогою здійснюється оцінка екологічного стану поверхневих вод, яка є індикатором забруднення природно територіальних комплексів. Отже використання рибогосподарських нормативів для оцінки та контролю екологічного стану поверхневих вод є важливим фактором обмеження їх антропогенного забруднення шляхом управління водоохоронною діяльністю на відповідній території.

На основі результатів досліджень розроблено та затверджено «Методичні рекомендації з встановлення нормативів екологічної безпеки – гранично допустимих концентрацій (ГДК) і орієнтовно безпечних рівнів впливу (ОБРВ) речовин для води водних об'єктів рибогосподарського водокористування».

Встановлення нормативу екологічної безпеки рибогосподарського водокористування для морфоліну.

Характеристика речовини. Морфолін, синоніми: тетрагідро-1,4-оксазін; діетилєнімідоксид; емпірична формула – C_4H_9NO ; клас сполук - органічна сполука, відноситься до класу циклічних основ, що мають вторинну аміногрупу; молекулярна маса - 87,12; агрегатний стан - гігроскопічна масляниста безбарвна або жовтувато-прозора рідина; розчинюється у воді, етанолі, діетіловому ефірі; відносна щільність – $\rho_4 = 1,0000 - 1,0030 \text{ г/см}^3 (20^\circ\text{C})$; коефіцієнт рефракції – $n_d = 1,4535 - 1,4555 (20^\circ\text{C})$; температура плавлення – $(-3,1)^\circ\text{C}$; температура кипіння – $127 - 130^\circ\text{C}$ за 760 мм рт.ст.

Морфолін застосовується на атомних електростанціях для зниження корозійно-ерозійних процесів та рівня забруднення парогенераторів.

Узагальнення результатів комплексних досліджень властивостей морфоліну здійснено на основі аналізу даних експериментів, які було виконано згідно з вимогами до встановлення еколого-рибогосподарських нормативів. Нижче наведено результати експериментальних досліджень впливу морфоліну на показники життєдіяльності представників основних трофічних ланок водної геоекосистеми, інтенсивність протікання процесів самоочищення води, генотоксичних властивостей морфоліну, стабільності у водному середовищі, біокумуляції в органах і тканинах риб та ступеня ураженості екосистеми водного об'єкта, в який відводяться стічні води, що вміщують залишкові концентрації морфоліну

Рівень екологічної небезпеки морфоліну для тест-об'єктів досліджувався за допомогою методик біотестування в короткострокових і довгострокових експериментах. За результатами короткострокових експериментів визначено гостру токсичність морфоліну для тест-об'єктів та розраховано значення середніх летальних концентрацій (LK_{50}) або середніх ефективних концентрацій (EK_{50}) морфоліну. Результати короткострокових експериментів представлено на рис.1:

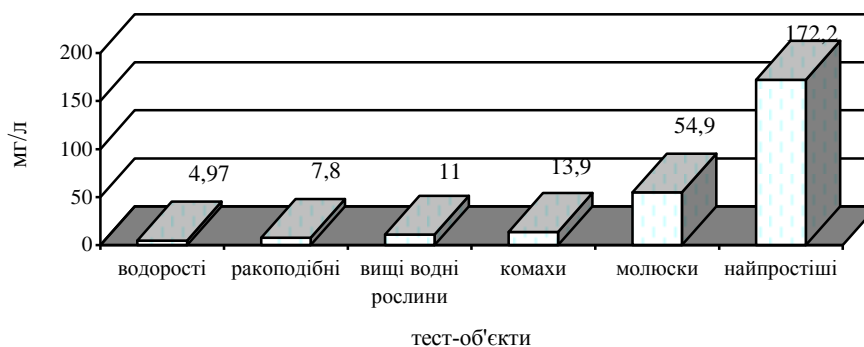


Рис. 1 – Значення середніх летальних концентрацій (LK_{50}) або середніх ефективних концентрацій (EK_{50}) морфоліну для різних тест-об'єктів

На основі отриманих даних можна зробити такий висновок: у випадках, коли концентрація морфоліну у воді водного об'єкта буде дорівнювати чи перевищувати значення LK_{50} або EK_{50} , можуть створюватись гостролетальні умови, за якими відпо-

відна ланка біологічної складової водної геоекосистеми буде зазнавати значної шкоди.

У довгострокових експериментах досліджувалась хронічна токсичність морфоліну для тест-об'єктів. За результатами довгострокових експериментів визначено максимально допустимі концентрації морфолі-

ну для всіх використаних в експерименті тест-об'єктів, які представлено на рис 2:

Дослідження генотоксичних властивостей морфоліну показало, що максимально допустима концентрація за цим показником складає 0,5 мг/л.

За результатами оцінки впливу морфоліну на інтенсивність процесів самоочищення води визначено максимально допустимі концентрації морфоліну для сапрофітних гетеротрофних бактерій, які складають за показником їх чисельності 100 мг/л, за показником пригнічення активності дихання бактерій-деструкторів - 212 мг/л. Такі значення максимально допустимих концен-

трацій для бактеріальної мікрофлори свідчать про стійкість цієї ланки водної екосистеми до дії морфоліну.

На основі результатів досліджень можна зробити висновок, що найбільш чутливою ланкою водної екосистеми до дії морфоліну є ракоподібні. Відповідно до критерію, за яким встановлюються еколого-рибогосподарські нормативи, за гранично допустиму концентрацію морфоліну приймають найменшу із визначених максимально допустимих концентрацій. Такою концентрацією для морфоліну є 0,125 мг/л.

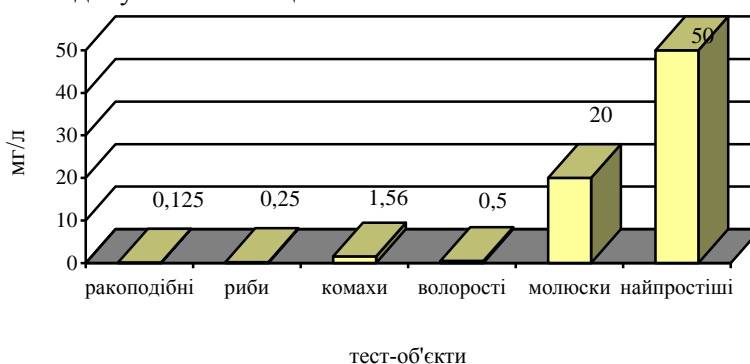


Рис. 2 – Максимально допустимі концентрації морфоліну для різних тест-об'єктів

Лімітуючий показник шкідливості морфоліну для водних геоєкосистем – токсикологічний, оскільки концентрація 0,125 мг/л отримана за результатами оцінки токсичних властивостей речовини. На основі результатів експериментів, в яких визначались кумулятивні властивості морфоліну, встановлено коефіцієнт матеріальної кумуляції в органах і тканинах риб, який складає 0,85-2,4.

В експериментах з визначення стабільності морфоліну у водному середовищі встановлено, що зменшення його концентрації на 95 % відбувається за 32 доби. Відповідно до класифікації, морфолін є помірно стабільною речовиною, оскільки його

стабільність знаходиться в діапазоні від 11 до 60 діб. Коефіцієнт ступеня ураженості біотичної складової водної геоєкосистеми складає 1,1 за результатами біотестування води водного об'єкта, в який надходить морфолін зі стічними водами.

Таким чином, на основі значення еколого-рибогосподарського нормативу ГДК (0,125 мг/л), стабільності у водному середовищі (зменшення концентрації на 95 % складає 32 доби), коефіцієнта матеріальної кумуляції в органах та тканинах риб (0,85-2,4) та ступеня ураженості біотичної складової водної геоєкосистеми (1,1) морфолін відноситься до 3 класу небезпеки.

Висновки

Нормативи екологічної безпеки водокористування є найбільш ефективним засобом обмеження подальшого антропогенного забруднення поверхневих водних об'єктів.

В Україні нормативи екологічної безпеки для води водних об'єктів рибогоспо-

дарського водокористування не встановлюються у зв'язку з відсутністю відповідних методичних документів.

Сформульовано загальні положення, розроблено порядок, методичні прийоми і процедури встановлення нормативу еколо-

гічної безпеки – ГДК речовин для води водних об'єктів рибогосподарського водокористування.

Нормативи еколого-рибогосподарських ГДК речовин встановлюються на основі ландшафтно-екологічного принципу, геосистемного підходу з використанням методу біотестування.

Встановлено еколого-рибогосподарський норматив – гранично допустиму концентрацію морфоліну, яка складає 0,125 мг/л. Лімітуючий показник шкідливості морфоліну – токсикологічний, клас небезпеки – 3. Найбільш чутливою ланкою водної геоеко-системи до дії морфоліну є ракоподібні.

ЛІТЕРАТУРА

1. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2011 році. – К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, LAT & K. – 2012. – 258с.
2. Екологічний паспорт Дніпропетровської області. 2011
3. Екологічний паспорт регіону. Луганська область. 2011
4. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М.: ВНИЭРХ, 1990. – 44с.
5. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнений. Утв. замминистра здравоохранения СССР от 04.07.1988 г. – №4630-88.
6. Методические рекомендации по установлению предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М.: ВНИРО, 1986. – 48 с.
7. Методические указания по установлению предельно допустимых концентраций вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов и дополнительных характеристик, нужных для расчета ПДС. – Л., 1989. – 50с.
8. Преображенский В. С. Основы ландшафтного анализа. / В. С. Преображенский, Т. А. Александрова, Т. П. Куприянова. – М.: Наука, 1988. – С. 172-177.
9. Крайнюков О. М. Метрoлогiчне забезпечення оцiнки токсичностi води методом бiотестування./ О. М. Крайнюков // Людина та довкiлля. Проблеми неоекологiї. – №1-2. – Х.: Вид-во ХНУ, 2012. – С. 45-49.
10. Біотестування у природоохоронній практиці. Під ред. А.М. Крайнюкової. К.: Мінекобезпеки України, 1997. – 233с.
11. Методика визначення генотоксичності об'єктів довкілля за частотою виникнення домінантних летальних мутацій у мух *Drosophila melanogaster* Mg. – К., 1999. – 13 с.
12. ISO/DIS 20079 Water quality – Determination of water constituents and waste water to duckweed (*Lemna minor*) – Duckweed growth inhibition test.
13. Малишева Л. Л. Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану території./ Л. Л. Малишева. – К.: Київський університет, 1998. – 35с.
14. Гродзинський М. Д. Пізнання ландшафту: місце і простір. Монографія. У 2 т./ М. Д. Гродзинський– К.: Київський університет, 2005. Т. II – 503 с.
15. Мильков Ф. Н. Бассейн реки как парадинамическая ландшафтная система и вопросы природопользования./ Ф. Н. Мильков. // Физическая география. – Воронеж: Изд-во Воронеж. ун-та, 1986. – С. 209 – 221.
16. Черваньов І. Г. Флювіальні геоморфосистеми./ І. Г. Черваньов, С. В. Костріков, Б. Н. Воробйов – Х.: РВВ Харківського національного університету ім. В. Н. Каразіна, 2006. – 322 с.
17. Костріков С. В. Гiдролого-геоморфологiчний пiдхiд до дослiдження водозбiрної органiзацiї флювіального рельєфу./ С. В. Костріков.// Укр. геогр. журнал. – К.: Вид-во Ін. геогр. НАНУ України, 2006. – С. 46-54.

Надійшла до редколегії 12.10.2012