ХАРАКТЕРИСТИКА КСЕНОБІОТИКІВ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Захаренко М.О., Курбатова І.М., Тупицька О.М.

Національний університет біоресурсів і природокористування України

вул. Героїв Оборони, 15, 03041, м. Київ

sangin1996@ukr.net, innakurbatova@ukr.net, olgatup@ukr.net

Узагальнено дані щодо впливу гідрологічного режиму водних об'єктів, гідромеліоративних робіт, атмосферних опадів, комунально-побутових стоків, стічних вод промислових підприємств, рідких відходів тваринницьких об'єктів, органічних і мінеральних добрив, засобів захисту рослин, на стан водних екосистем. Охарактеризовано основні групи і окремі представники ксенобіотиків антропогенного походження. Вказано, що серед основних забруднювачів води є сульфаніламід, а саме: сульфаніламід, сульфаметазин, сульфамеразин, сульфадиметксин та інші препарати. Близько 25–75% залишків цих препаратів потрапляє з відходами тварин у ґрунт і воду. Встановлено, що джерелами антибіотиків у ґрунтах і воді є органічні добрива, які містять екскременти тварин і стічні води очисних споруд. Постійне надходження антибіотиків викликає їхнє накопичення в ґрунті і воді, що змінює структуру природних екосистем за рахунок утворення великої кількості резистентних до них бактерій. Особливо це характерно для районів із інтенсивно розвинутим тваринництвом. Значну загрозу для водних екосистем становлять залишки антигельмінтиків, які потрапляють у водні об'єкти із стічними водами очисних споруд. При паразитарних захворюваннях риб використання альбендазолу як одного з найбільш ефективних антигельмінтиків, сприяє його надходженню у внутрішні органи, м'язи та головний мозок. Крім того, у стічні води потрапляє ряд гормонів – естрогенів та андрогенів, зокрема естріол та його похідні – тренболону ацетат, а також 17- β -естрадіол, зеранол, прогестерон і меленгастролю ацетат, які є стимуляторами росту тварин.

Отже, основними ксенобіотиками у відходах тваринницьких підприємств, які забруднюють поверхневі і підземні води, є сульфаніламід, антибіотики, антигельмінтики і гормони, роль яких у порушенні екологічної рівноваги водних об'єктів до кінця не з'ясована. *Ключові слова:* водні екосистеми, ксенобіотики, сульфаніламідні препарати, антибіотики, антигельмінтики, гормони.

Characteristics of xenobiotics of aquatic ecosystems. Zakharenko M., Kurbatova I., Tupitska O.

Data on the impact of hydrological regime of water bodies, reclamation works, atmospheric precipitation, municipal wastewater, industrial wastewater, liquid waste from livestock facilities, organic and mineral fertilizers, plant protection products, on the state of aquatic ecosystems are summarized. The main groups and individual representatives of xenobiotics of anthropogenic origin are characterized. It is stated that among the main water pollutants are sulfonamides, namely sulfanilamide, sulfamethazine, sulfamerazine, sulfadimethoxin and other drugs. About 25–75% of residues of these drugs end up in animal soil and water with animal waste. It has been established that the sources of antibiotics in soils and water are organic fertilizers, which contain animal excrement and wastewater from sewage treatment plants. The constant influx of antibiotics causes their accumulation in soils and water, which changes the structure of natural ecosystems due to the formation of a large number of resistant bacteria. This is especially true for areas with intensive livestock. Residues of anthelmintics that enter water bodies with wastewater from treatment plants pose a significant threat to aquatic ecosystems. In parasitic diseases of fish, the use of albendazole, as one of the most effective anthelmintics, promotes its entry into the internal organs, muscles and brain. In addition, wastewater also contains a number of hormones – estrogens and androgens, including estrinol and its derivatives – trenbolone acetate, as well as 17- β -estradiol, zeranol, progesterone and melengastrol acetate, which stimulate the growth of animals.

Thus, the main xenobiotics in livestock waste that pollute surface and groundwater are sulfonamides, antibiotics, anthelmintics and hormones, whose role in disturbing the ecological balance of water bodies is not fully understood. *Key words:* aquatic ecosystems, xenobiotics, sulfonamides, antibiotics, anthelmintics, hormones.

Постановка проблеми. Водні об'єкти – це складні природні екосистеми, які характеризуються широким спектром акваландшафтного і біологічного різноманіття, та складаються із великої кількості абіотичних і біотичних елементів [4].

На стан водних екосистем значний вплив здійснюють гідромеліоративні роботи, атмосферні опади [10], радіонукліди [6], пестициди [8; 13], комунально-побутові стоки, рідкі відходи підприємств і тваринницьких об'єктів [13; 14; 31], органічні і мінеральні добрива, засоби захисту рослин [20], діатомові водорості, гельмінти [25], дрейсена [65], адвентизація іхтіофауни та ряд інших [16; 23].

Водні екосистеми, які використовуються для риборозведення і розміщені в зоні діяльності про-

мислових підприємств, об'єктів комунального і сільськогосподарського призначення, особливо тваринницьких підприємств, зазнають суттєвих змін через постійне надходження у воду різних токсичних сполук [1; 13; 14; 21].

Виклад основного матеріалу. Відомо, що водна екосистема, як і інші, характеризується різними ступенями організації ландшафтного, екосистемного, біоценотичного і популяційно-видового компонента [1; 10].

Виявлено значну кількість факторів, які впливають на гідрологічний режим водних об'єктів, активують процеси евтрофування, порушують видовий склад абіотичних і біотичних компонентів, змінюють структурно-функціональну організа-

цію екосистем, що супроводжується появою нових та зникненням існуючих популяцій чи окремих видів гідробіонтів. Одним із них є використання великих об'ємів води на технологічні потреби [21; 26], збільшення надходжень різних видів забруднюючих речовин, таких як ксенобіотики, у природні та штучні водойми, що негативно впливає на зоо-, фітопланктон і іхтіоценози [1; 2].

Джерелами забруднення водних екосистем є пестициди, отрутохімікати, нафта, нафтопродукти, органічні речовини (ОР), сульфати, азотисті сполуки, клітковина, важкі метали, зважені речовини, фториди, ціаніди, амонійні сполуки, феноли, нафтопродукти, розчинники, фарби, СПАВ, ароматичні вуглеводні, органічні і мінеральні кислоти, важкі метали, барвники та інші забруднювачі, які потрапляють у воду з полів, з атмосферними опадами, в результаті діяльності лісопереробних об'єктів, металургійних заводів і підприємств хімічної, легкої, текстильної, харчової промисловості [5; 17; 23; 33]. Негативна дія підприємств гірничодобувної і вугільної промисловості на водні об'єкти пов'язана із значними викидами пилу, шкідливих газів, неорганічних сполук, фенолів і зважених речовин [15; 21; 22]. За даними екологічних служб країн Євросоюзу річні збитки, заподіяні внаслідок негативного впливу на навколишнє середовище становлять близько 3–5% від валового національного доходу [10]. В Україні особливо актуальною ця проблема стала на початку нинішнього століття, що пов'язують зі значним нарощуванням виробничих потужностей підприємств із виробництва м'яса бройлерів, харчових яєць, молока та свинини [9; 15; 22].

Із комунальними стоками крупних промислових центрів у воду потрапляє значна кількість органічних забруднювачів, амінів, фенолів, засобів лікувально-профілактичного призначення – антибіотиків та сульфаніламідних препаратів, гормонів, гормоноподібних сполук, збудників небезпечних інфекційних хвороб людей і тварин, таких як кишкова паличка, холерний вібрион, збудники тифу, паразитарних хвороб. Накопичення стічних вод у значній кількості у відстійниках очисних споруд сприяє забрудненню не тільки поверхневих вод, але й підземних водоносних горизонтів [1; 8; 31; 37].

Велику загрозу для функціонування водних екосистем несуть тваринницькі підприємства, а також об'єкти ветеринарної медицини, де утворюються значні кількості відходів у вигляді твердого та рідкого гною, гнойових, технологічних і господарсько-побутових стоків, а також стічних вод [15; 22].

Дослідженнями встановлено негативний вплив стічних вод від об'єктів з вирощування риби на якість води річок особливо в місці скиду, про що свідчать підвищений вміст у воді аміаку і фосфору, низька концентрація кисню, високий рівень зважених речовин.

Загальна кількість утворених рідких відходів залежить від виду та потужності підприємства, прийнятої технології виробництва продукції, тваринництва, ефективності функціонування очисних споруд [10; 15], концентрації поголів'я тварин та птиці, що негативно впливає на водні об'єкти, розміщені в зоні їхньої діяльності [15; 22].

Крім значних обсягів рідких відходів, на цих об'єктах утворюється і викидається в навколишнє середовище значна кількість пилу, шкідливих газів, мікроорганізмів – бактерій і вірусів [15].

Негативний вплив на водні екосистеми також пов'язаний із надмірним використанням водних біоресурсів внаслідок неконтрольованого промислу, вселенням нових видів, запровадженням інтенсивних технологій у аграрному секторі, особливо на крупних тваринницьких комплексах і птахівничих підприємствах, порушенням місць перебування гідробіонтів внаслідок зміни гідрологічного режиму акваторій, будівництвом гідротехнічних споруд, інтенсивного розвитку аквакультури та інші [1]. Значні зміни екологічного стану водних об'єктів відбулися внаслідок недотримання норм охорони навколишнього середовища [20; 23].

Антропогенний вплив на водні екосистеми може бути прямий (безпосередній) або опосередкований (непрямий) [1]. Контроль за скидом техногенних забруднювачів у природні водойми дав змогу розробити та запровадити низку засобів, спрямованих на відновлення екологічного благополуччя малих річок, озер, ставів. Однак залишаються невирішеними проблеми крупних річок України, особливо штучно створених водосховищ [1; 10; 21].

На стан водних екосистем значний вплив здійснює басейн, який рекомендують розглядати як цілісну макросистему [10]. Це, насамперед, рельєф і стан прилеглих територій, наявність лісових масивів, водно-болотних угідь, рівень ґрунтових вод, наявність і видовий склад водяних рослин, фіто- і зоопланктону, іхтіофауна, паразитоценози, господарська діяльність у зоні розміщення водних об'єктів [1; 20].

Для нормального функціонування природних водних екосистем рекомендують дотримуватись співвідношення 50:50 порушених і непорушених прибережних територій [7]. Порушення цього співвідношення викликає зниження приростів рослин, врожайності сільськогосподарських культур, ураження іхтіофауни збудниками бактеріальних, вірусних та інвазійних хвороб, погіршення умов відтворення флори та фауни, поступового заболочення водних об'єктів та їх деградації [7].

Не менш проблемним залишається питання якості і безпечності стічних вод птахокомплексів, які після біологічної очистки на очисних спорудах скидаються у природні водойми. Так, за вмістом зважених речовин вони перевищують допустимі ГДК на 11%, за рівнем нітратів – на 25%, фосфатів – у 4 рази, загального заліза – в 15,6 рази [15].

Значна увага дослідників приділяється вивченню наявності у відходах тваринницьких підприємств, стічних водах, природних водоймах залишків лікувально-профілактичних препаратів, а саме: сульфаніламідів, антибіотиків, антигельмінтиків і гормональних сполук. Токсичний вплив цих сполук на гідробіонтів залежить від виду, властивостей, концентрації, тривалості дії та інших факторів.

Контроль вмісту тетрациклінів і сульфаніламідних препаратів у поверхневих і підземних водах за допомогою рідинної хроматографії дозволив виявити 11 різних антимікробних засобів, які найчастіше використовуються у ветеринарній медицині і тваринництві та можуть надходити в ґрунт і природні водойми [34].

У стічних водах лагун, рідких відходах, осади і гної виявлено близько 50 різних антибіотиків. Із досліджених антибіотиків 39 сполук вдалося виявити в зразках поверхневих вод, 40 – у стічних водах лагуни, 36 – у рідких відходах, 40 – в осаді, 38 – у гної, 33 – у шламі [38]. Встановлено, що основними антибактеріальними засобами у воді і відходах виявилися сульфаніламідні препарати – сульфаніламід і сульфатуанідин, а також антибіотики – бацирацин, клоксацілін, новобіоцин, кокцидіостатики – саліноміцин, наразин, монензин [38].

Основними ксенобіотиками, які забруднюють ґрунти, виявились тетрацикліни, вміст яких у багатьох зразках досягав концентрації 10967,1 нг/кг. Хлортетрациклін належить до групи тетрацикліну і є синтетичним препаратом, який володіє бактерицидними і фунгіцидними властивостями і в навколишньому середовищі практично не розкладається [40]. Він гальмує синтез білків бактеріальної клітини, викликаючи її загибель. Хлортетрациклін добре розчиняється в органічних розчинниках. Гостра токсичність хлортетрацикліну для ссавців (LC_{50}) становить понад 1500 мг/кг маси тіла, для риб при 96-годинній експозиції (LC_{50}) – понад 0,89 мг/дм³. Для водяних безхребетних при 48-годинній експозиції – 128 мг/дм³, для водяних рослин при 7-денній експозиції – 1,62 мг/дм³ і для водоростей при 72-годинній експозиції – 3,1 мг/дм³. Хронічна токсичність хлортетрацикліну для риб, водяних безхребетних, рослин та водоростей не встановлена. Хлортетрациклін позитивно впливає на ріст та розвиток тварин і не володіє канцерогенними та мутагенними властивостями, не впливає на функції ендокринних залоз. Найвищу концентрацію хлортетрацикліну (754,4 мг/кг) було виявлено у гної свиней, а хінолонів – норфлоксацин та енрофлоксацин у дозах 225,4 і 1420,8 мг/кг у відходах восьми провінцій Китаю [40].

У відходах тваринницьких підприємств виявлено нандролон, концентрація якого становить від 0,6 до 11 мкг [12]. Гормон нандролон (19-нортестостерон) є гормональним замінником, володіє анаболічними властивостями і використовується у ветеринарній медицині у вигляді комерційного препарату лорейболін 25.

Джерелами антибіотиків у ґрунтах та воді є екскременти тварин, стічні води та атмосферні опади, після їхнього потрапляння з полів у водойми [40]. Загальна кількість антибіотиків у світі, які використовуються для лікування бактеріальних інфекцій у людей і тварин, становить від 100 до 200 тис. т у рік [32]. Особливу проблему для водних об'єктів становлять кормові антибіотики, які за своїми фізико-хімічними властивостями є погано розчинні у воді сполуками, тому всмоктуються в кишечнику тварин у незначній кількості, а 90% цих засобів виділяється із організму тварин із каловими масами та сечею, потрапляючи в гній або гнійові стоки практично без змін [32].

Можна передбачати, що надходження та накопичення антибіотиків у навколишньому середовищі загрожує стабільності екосистем за рахунок утворення великої кількості резистентних до них бактерій [13], що характерно для районів з інтенсивно розвинутим тваринництвом. За цих умов найпоширенішими антибактеріальними препаратами, які виявлено в зразках ґрунтів, є тетрацикліни, фторхінолони, нітрофурані і макроліди. Причому, якщо хлортетрациклін та окситетрациклін виявляють в основному в зразках гною свиноматок, то в посліді птиці – залишки сульфаніламідів, у першу чергу сульфаметоксазолу, сульфаклорпіридазину та сульфадимідину. Залишки сульфаніламідів виявлено також у гної інших тваринницьких підприємств [30]. Найбільша кількість сульфаніламідів спостерігається в посліді при виробництві курятини, дещо менша – свинини і найменша – у гної великої рогатої худоби при виробництві молока [40]. Різну кількість залишків антибіотиків виявлено і у відходах різних вікових груп свиней. Менше за все антибактеріальних засобів знайдено у гної від свиноматок, що пов'язують із нижчими дозами або відсутністю їх застосування тваринам [12].

На процес перетворення антибіотиків у ґрунті впливають їхня кількість, фізико-хімічні властивості препаратів, у тому числі абсорбція, гідроліз, біологічне окиснення. Ці фактори впливають на міграцію і трансформацію антибіотиків у ґрунтах, які залежать від вищевказаних процесів. [39].

Інші фармацевтичні засоби, які не мають високої сорбційної здатності, вимиваються із ґрунту у ґрунтові або поверхневі води [27], що викликає загрози та ризики щодо здоров'я тварин та людей через їх міграцію по харчовому ланцюгу в корми та сировину.

Це вказує на існування дуже важливої проблеми щодо доцільності широкого застосування антибіотиків у тваринництві та ветеринарній медицині особливо з позиції поширення генів антибіотикорезистентності в мікроорганізмів навколишнього середовища.

Велику увагу дослідників привертають проблемами з надходженням сульфаніламідних препаратів у навколишнє середовище [3; 13; 35]. Основними представниками групи сульфаніламідів є сульфаніламід, сульфаметазин, сульфамеразин, сульфади-

метаксин та інші. Деякі дослідники вважають, що близько 25–75% цих препаратів потрапляють із відходами в ґрунти [35]. Бактеріостатичні властивості сульфаніламідів пов'язані з його впливом на ферментативні реакції в бактеріальній клітині. Встановлені гостра токсичність сульфаніламідів для ссавців (LC_{50}), яка становить 3700 мг/кг маси тіла [3]. Госта та хронічна токсичність сульфаніламідів для риб, водних безхребетних і членистоногих, водних рослин та водоростей не встановлені. Виводиться сульфаніламід з організму тварин в основному із сечею, з якою потрапляє у гній та гнійові стоки, а потім з очищеними стічними водами у природні водойми. Сульфаніламід володіє мутагенними властивостями та посилює ріст тварин, але не впливає на активність ацетилхолінестерази, ендокринні залози та не є нейротоксином. Сульфадіазин і сульфаметазин виявлені також у риб і у воді в районі вирощування об'єктів морської аквакультури [35], а також у послідах курей. Утилізація відходів тварин на полях створює значні ризики забруднення навколишнього середовища сульфаніламидами ґрунтів та води.

Сульфаніламідні препарати виявлено у воді природних водойм та питній воді багатьох країн світу, серед яких Велика Британія, Корея, Китай. Сульфаніламідів, зокрема сульфамеразин, а також антибіотики еритроміцин, тетрациклін, окситетрациклін, лінкоміцин та їх метаболіти знайдено в підземних водах [36].

Показано, що концентрація сульфаметоксазолу у ґрунтових водах становила 410 нг/л, у поверхневих – 480 нг/л, а у зразках питної води – 66 нг/л. Певна кількість антибіотиків була також виявлена і у ґрунтах після внесення органічних добрив [28]. Аналіз зразків стічних вод із муніципальних очисних споруд на вміст антибактеріальних препаратів довів наявність у відходах сульфаметоксазолу, ципрофлоксацину, офлоксацину і триметоприму, концентрація яких змінювалась від 40 до 705 нг/дм³, ломефлоксацину і енрофлоксацину, концентрація яких становили від 1 до 680 нг/дм³, а також макролідів – кларитроміцину і еритроміцину, концентрація яких досягає 75 нг/дм³ [36].

Виявлено, що осади стічних вод очисних станцій також містять ряд лікарських засобів, у тому числі лінкоміцин і окситетрациклін, концентрація яких становила відповідно 2,6 і 743,6 мкг/дм³ [37].

Застосування традиційних і сучасних методів очищення стічних вод тваринницьких підприємств, а саме: аеробної біоферментації і мікрофільтрації не звільняє їх від антибіотиків та сульфаніламідних препаратів. При цьому відбувається їхній частковий перерозподіл між рідкою (водна) і твердою (осад) фракціями.

Останнім часом значну екологічну і соціальну проблему становлять ендокринні руйнівники, які негативно впливають на організм у дуже малих кількостях. До цієї групи речовин зараховують естрогени, зокрема естріол та його похідні, які знаходять

у побутових стічних водах у вигляді вільних чи кон'югованих компонентів. Широке використання як стимулятора продуктивності тварин нандролону призводить до його накопичення у воді [11].

У стічних водах знайдено і ряд анаболічних препаратів, а саме андрогени тестостерон і тренболону ацетат, а також естрогени 17- β -естрадіол, зеранол, прогестерон і меленгастролю ацетат, які є основними стимуляторами росту тварин [11; 13]. Гормон нандролон використовується у ветеринарній медицині як анаболічний стероїд, а також у комплексній терапії тварин при корекції негативного балансу азоту і кальцію, а також як допомога при одужанні. Гостра та хронічна токсичність для риб, водних безхребетних та членистоногих, водних рослин і водоростей не встановлені [14].

Одним із ксенобіотиків антропогенного походження, виявлених у відходах тваринницьких підприємств і в стічних водах об'єктів біологічної очистки рідких відходів, є антигельмінтики фенбендазол та альбендазол. Їхній вміст у стоках тваринницьких об'єктів коливається в межах від 14,1 до 566,5 мкг/л, у водах після біологічної очистки, які скидаються у природні водойми – 6,9–239,4 мкг/л, а у воді ставу накопичувача – 8,3–24,3 мкг/л [11]. Альбендазол створено як альтернативу зарубіжним протипаразитарним засобам для боротьби з гельмінтозами сільськогосподарських тварин [18]. Оскільки альбендазол є штучно синтезованим препаратом, він погано розкладається в навколишньому середовищі і здатний до накопичення в ґрунтах, воді та рослинах [11; 18].

Встановлено, що використання альбендазолу при паразитарних захворюваннях риб як одного із найбільш ефективних антигельмінтиків, викликає при введенні *per os* з комбікормами його надходження практично в усі внутрішні органи, м'язи та головний мозок. Кумулятивний ефект цього препарату залежить від дози, тривалості експозиції і віку корокових риб [24].

Протипаразитарний ефект антигельмінтних препаратів значним чином залежить не тільки від дози діючої речовини, але і комплексу інших компонентів, які надають нових властивостей цим засобам [24]. Зміна розміру частини антигельмінтика, використання комплексоутворюючих лігандів, таких як β -циклодекстрини, гідроксіетилкрахмаль, і особливо арабіногалактана збільшує значною мірою їхню розчинність у воді в середньому від 3,0 до 58 разів. Це впливає на ефективність застосування цих препаратів у процесі дегельмінтизації тварин [24].

Однією із головних причин забруднення ґрунтових та поверхневих вод токсичними сполуками, а також джерелом поширення хвороб тварин та людей [22] є забруднення значних площ земельних угідь, відведених під тимчасове зберігання великих обсягів курячого посліду з підстилкою, що впливає на підвищення концентрації важких металів, вмісту нітратів, амонійного азоту, сульфатів

і неорганічного фосфору у ґрунтах [36]. Санітарно-екологічна оцінка стоків, утворених від бройлерного виробництва, а також поверхневих вод природних водойм у місці скиду очищених стічних вод, показала значне перевищення вмісту забруднювачів органічного і неорганічного походження у воді [21; 22]. Птахові підприємства є також забруднювачами атмосферного повітря.

Розроблено та рекомендується використовувати низку сучасних методів зниження екологічного тиску тваринницьких об'єктів для довкілля, серед яких є застосування коагулянтів – поліалюміній хлориду в суміші з хлоридом кальцію та знезараження освітленої води хлорвмісним реагентом [15].

Найбільшими забруднювачами механічного і хімічного походження навколишнього середовища шкідливими газами, пилом, відходами, залишками кормів, стимуляторами росту тварин, лікувально-профілактичними препаратами, гормонами, грибами, бактеріями і вірусами є свинарські підприємства [9]. Середньодобовий вихід екскрементів від утримання свиней становить близько 12 кг на добу, що становить 4,4 т на голову в рік. Вони є джерелом шкідливих газів – аміаку, сірководню, метану, аліфатичних і ароматичних амінів, меркаптанів, низькомолекулярних органічних кислот.

Використання в годівлі свиней значної кількості протеїну і фосфорорганічних компонентів сприяє їхньому накопиченню в рідких відходах, які із стічними водами у вигляді азотистих сполук і солей фосфорної кислоти потрапляють у природні водойми, викликаючи їхню евтрофікацію [29]. Підприємства з виробництва свинини є також джерелом утворення значної кількості парникових газів – вуглекислого газу, метану та закису азоту.

Беручи до уваги той факт, що виробництво свинини у світі, зокрема в нашій державі, буде зростати у зв'язку із суттєвим приростом населення, проблемами негативного впливу свинарських підприємств на довкілля, особливо на водні об'єкти, в найближчий час будуть посилюватись, що вимагає не тільки

постійного моніторингу їхнього екологічного стану, але й розробки ефективних методів очистки і знезараження стічних вод [9].

Антропогенний вплив на природні водойми також пов'язують із наявністю у воді фенольних сполук різної будови молекул та продуктів їхнього перетворення [7].

Одним із техногенних забруднювачів антропогенного походження внутрішніх водойм, які використовуються в рибогосподарських цілях, є радіонукліди ^{90}Sr і ^{137}Cs , рівні яких значно зросли після аварії на Чорнобильській АЕС [19]. Накопичуючись у воді, особливо в донних відкладеннях (сапропелі), радіонукліди здатні переходити через харчові ланцюги в організм риб, викликати незворотні зміни метаболічних процесів у тканинах та знижувати безпечність харчових продуктів.

Відомо, що радіоекологічна напруга у водних екосистемах значною мірою залежить від гідрохімічного режиму водойми. Особливо активно цей процес проходить при зниженні рівня води, що призводить до замулення водойми і до збільшення концентрації радіонуклідів у воді за рахунок виходу їхніх рухомих форм із донних відкладів змілілих ділянок суші, а також шляхом зміни динамічної рівноваги між процесами сорбції і десорбції радіонуклідів водними організмами [19].

Серед значної кількості ксенобіотиків, у тому числі і антропогенного походження, які забруднюють природні водойми, в останній час значну увагу приділяють рідким відходам тваринницьких підприємств, роль яких у порушенні екологічного стану водних об'єктів з'ясована не до кінця.

Головні висновки. Отже, на основі аналізу літературних джерел можна зробити висновок про те що, основними ксенобіотиками, які забруднюють поверхневі та підземні води є сульфаніламідні препарати, антибіотики, антигельмінтики і гормони, вплив яких на гідробіонтів потребує широкомасштабних досліджень, а їхня роль у порушенні екологічної рівноваги водних об'єктів до кінця не з'ясована.

Література

1. Алимов С.І. Екологічні зміни водних екосистем при антропогенних навантаженнях. Наукове видання. Харків : Оберіг, 2010. 360 с.
2. Анисимова И.М., Лаврований В.В. Ихтиология. Москва : Агропромиздат, 1991. 288 с.
3. Антибактериальные препараты. Специальный выпуск. *Русский медицинский журнал*. 1997. Т. 5, № 21. С. 686–692.
4. Афанасьев С.А. Проблеми і розвиток досліджень екологічного стану гідросистем України в аспекті імплементації директив ЄС в галузі довкілля. *Гідробіологічний журнал*. 2018. Т. 54, № 6. С. 3–18.
5. Бібчук К.В., Жиденко А.О. Стан коропових риб в умовах інтенсивного застосування гербіцидів. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: біологія. *Спеціальний випуск: Гідроекологія*. 2015. № 3–4. С. 74–78.
6. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу : автореф. дис. ... доктора біол. наук : 03.00.17 «Гідробіологія». Київ, 2008. 34 с
7. Еколого-токсикологічні дослідження озерних екосистем Шацького національного природного парку: органічні, токсичні речовини у воді / О.М. Арсан, Ю.М. Ситник, Л.О. Горбатюк, І.Г. Кукля. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*. Збірник наук. праць Волинського національного ун-ту. ім. Лесі Українки. 2012. № 9. С. 325–328.
8. Жиденко А.О. Морфологічні адаптації різновікових груп *Cyprinus carpio* L. за несприятливої дії екологічних факторів : автореф. дис. ... докт. біол. наук : 03.00.16 «Екологія». Одеса, 2009. 40 с.

9. Жукорський О.М., Нікіфорчук О.В. Галузь свинарства – реальна та прогнозована загроза для довкілля. *Агроекологічний журнал*. 2013. № 3. С. 102–106.
10. Иванов Д.И., Алымов С.И. Антропогенное воздействие на водные экосистемы. *Агроекологічний журнал*. 2012. № 2. С. 90–94.
11. Иванова О.В., Захаренко М.О. Гігієнічні показники гнійових стоків свинарських підприємств за біологічних способів очистки. *Науковий вісник Львівського нац. ун-ту ветеринарної медицини та біотехнологій ім. С.З. Гжицького*. 2013. № 3 (57). С. 335–341.
12. Иванова О.В., Захаренко М.О. Сезонний вміст відходів свинарських підприємств. *Тваринництво України*. 2013. № 12. С. 4–7.
13. Курбатова І.М., Тулицька О.М. Вплив абіотичних факторів на організм прісноводних риб (літературний огляд). *Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки*. 2015. № 2. С. 99–108.
14. Курбатова І.М., Тулицька О.М., Смоленський О.О. Вплив антропогенних чинників на якість води рибогосподарської водойми ЗАТ «Антонов» с. Круглик. *Питання біоіндикації та екології*. 2014. Вип. 19, № 1. С. 107–115.
15. Марченко О.С. Екологічні проблеми в бройлерному виробництві та напрями їх вирішення : автореф. дис. ... канд. с.-г. наук : 03.00.16 «Екологія». Київ, 2011. 19 с.
16. Методичні підходи до ідентифікації класу речовин токсичної дії в донних відкладах прісноводних об'єктів / В.Д. Романенко, І.М. Коновець, М.Т. Гончарова [та ін.] *Гідробіологічний журнал*. 2018. Т. 54, № 4. С. 101–112.
17. Миронюк М.О., Арсан О.М., Хоменчук В.О. Вплив сирої нафти і дизпалива на активність сукцинатдегідрогенази та цитохромоксидази в організмі коропа (*Cyprinus carpio* L.). *Гідробіологічний журнал*. 2011. Т. 47, № 2. С. 112–118.
18. Приходько Ю.А. Кишкові гельмінтози свиней і собак та експериментальне обґрунтування застосування вітчизняного антигельмінтика альбендазолу : автореф. дис. ... доктора вет. наук : 16.00.11 «Паразитологія, гельмінтологія». Харків, 2002. 34 с.
19. Радіоекологічні проблеми водних екосистем Шацького національного природного парку / О.М. Волкова, В.В. Беляєв, Ю.М. Ситник, А.М. Михалевич. *Природа західного Полісся та прилеглих територій. Збірник наукових праць Волинського національного університету ім. Лесі Українки*. 2012. № 9. С. 328–334.
20. Романенко В.Д. Дніпровські водосховища, їхнє значення та проблеми. *Гідробіологічний журнал*. 2018. Т. 54, № 1. С. 3–13.
21. Тертична О.В., Бородай В.П., Мінералов О.І. Актуальні проблеми та сучасний стан стічних вод при виробництві продукції птахівництва. Інтегроване управління водними ресурсами: дослідження, інновації, освіта. Київ, 2014. С. 333–338.
22. Тертична О.В. Наукові основи екологічного оцінювання впливу промислового птахівництва на стан навколишнього природного середовища : автореф. дис. ... доктора біол. наук : 03.00.16 «Екологія». Київ, 2018. 42 с.
23. Тулицька О.Н., Смоленський О.О., Курбатова І.Н. Биохимические показатели крови карпа (*Cyprinus carpio* L.) под воздействием алифатических аминов. *Вестник Тверского государственного университета*. 2015. № 4. С. 33–40.
24. Халиков С.С., Халиков М.С., Метелева Е.С., Туськов С.А. Механическая модификация свойств антигельминтных препаратов. *Химия в интересах устойчивого развития*. 2014. № 19. С. 699–703.
25. Шевченко О.П., Майструк А.А., Вовк Н.І. Гельмінтози масових видів риб озера Люцимер Шацького національного природного парку. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій. Збірник наукових праць Волинського національного ун-ту ім. Лесі Українки*. 2012. № 9. С. 234–238.
26. Baldisserotto B., Choudhury M.I., Wood C.M. Effect on dietary calcium and cadmium on cadmium accumulation, calcium and cadmium uptake from the water, and their interaction in juvenile rainbow trout. *Aquatic Toxicology*. 2005. Vol. 72, № 1. P. 99–177.
27. Diar-Cruz M. S., Alda M. J. L., Barcel O. D. Environmental behavior and analysis of veterinary and human drugs in soil, sediments and sludge. *Trends. Analytical Chemistry*. 2003. Vol. 22, № 6. P. 340–351.
28. Different behavior of tetracycline's and sulfonamides in Sandy soils after repeated fertilization with liquid manure / G. Hamscher, H.T. Pawelzick, H. Hoper, H. Nau / *J. Environmental Toxicology Chemistry*. 2005. Vol. 24, № 4. P. 861–868.
29. James C. Global status of commercialized biotech. The International Service for the Acquisition of Agri-Biotech Applications (ISAAA). 2011. URL: <http://www.isaaa.org>.
30. Karci A., Balcioglu I. A. Investigation of the tetracycline, sulfonamide, and fluoroquinolone antimicrobial compounds in animal manure and agricultural soil in Turkey. *J. Science Total Environmental*. 2003. № 31. P. 36–44.
31. Kim S.D., Cho J., Kim I.S. [et al.] Occurrence and Removal of Pharmaceuticals and Endocrine Disruptors in South Korean Surface Drinking and Waste Water. *Water Research*. 2007. Vol. 41, № 5. P. 1013–1021.
32. Kummerer K. Antibiotics in the aquatic environment – a review. *J. Chemosphere*. 2009. part I, № 75. P. 417–434.
33. Kurbatova I., Zakharenko M., Tupitska O., Yaremchuk O., Chepil L. Effect of antibiotics, hormones and anthelmintic on high molecular weight protein fractions in the common carp Ukrainian. *Journal of Ecology*. 2020. № 10(2). P. 76–80.
34. Lindsey M.L., Meyer M.T. Thurman Analysis of Trace Levels of Sulfonamide and Tetracycline Antimicrobial in GroundWater and Surface Water Using Solid-Phase Extraction and Liquid Chromatography – Mass-Spectrometry. *J. Analytical Chemistry*. 2001. № 73. P. 4640–4646.
35. Residual Veterinary antibiotics in swine manure from concentrated animal feeding operations in Shandong Province, China / X. Pan., Z.M. Qiang, W.W. Ben, M.X. Chen. *J. Chemosphere*. 2011. Vol. 84, № 5. P. 695–700.
36. Sarmach H., Meyer M.T., Boxall A.B. Global Perspective on the Use Sales Exposure Pathways Occurrence Fate and Effects of Veterinary Antibiotics (Vas) in the environment. *J. Chemosphere*. 2006. Vol. 65 (5). P. 725–759.
37. Sexhormones originating from different livestock production systems: Fate and potential disrupting activity in the environment / I.G. Lange, A. Daxenberger, B. Schiffer et. all. / *Anal. Chem*. 2002. Acta 473. P. 27–37.
38. Shafirir M., Avisar D. Development Method for Extracting and Analyzing Antibiotic and Hormone Residues from Treated Wastewater Sludge and Composted Bio solids. *Water, Air, Soil Pollutant*. 2012. Vol. 223, Issues 5. P. 2571–2587.
39. Tianli T., Shuguang X. Residues and health risk assessment of sulfonamides in sediment and fish from typical marine aquaculture regions of Guangdong Province, China. *Europe PMC plus*. 2014. Vol. 35 (7). P. 2728–2735.
40. Zhang S.L., Wang Z.G. Hazard of Sulfonamides and Detection Technology Research Progress. *Earth and Environmental Science*. 2017. Vol. 100. P. 1–6.