

УДК 577.34: 574.55 (267.31)

Петрук А. М., к.с.-г.н., доцент (Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне)

ДОСЛІДЖЕННЯ СПЕЦИФІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ТОКСИЧНОЇ ТА РАДІАЦІЙНОЇ ДІЇ ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМИ ОЗЕРА БІЛОГО

Наведено результати досліджень блоку специфічних показників екологічної якості води токсичної та радіаційної дії трофічними ланцюгами водної екосистеми озера Білого. Охарактеризовано радіологічну ситуацію за вмістом активних акумуляторів радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr та токсикологічну – за вмістом важких металів.

Ключові слова: водна екосистема, важкі метали, радіонукліди, трофічні ланцюги, іхтіофауна, макроліти.

Вступ. Сучасні гідроекологічні дослідження доводять, що на сучасному етапі одним із наслідків зростаючого антропогенного навантаження є погіршення якості природних вод, де першочерговий вплив належить важким металам та радіонуклідам. В результаті відбуваються якісні та кількісні зміни екологічного стану водних екосистем, збіднення їхнього видового складу та зниження біопродуктивності [1].

Особливо небезпечні за впливом на екологічну систему водних екосистем важкі метали (ВМ). Вони є забруднювачами водойм першочергового значення, що зумовлено їх стійкістю у зовнішньому середовищі і високою біологічною активністю [3]. Вони відносяться до класу консервативних забруднюючих речовин, які не розкладаються в природних водах, а лише змінюють форму свого існування, при цьому деякі з них, наприклад Cd, Pb, Hg, здатні акумулюватися організмами гідробіонтів і біомагніфікуються за трофічними ланцюгами. При потрапленні ВМ у водний об'єкт залежно від гідрологічних і гідрохімічних умов відбувається їх розподіл у системі: вода – завислі речовини – гідробіонти – донні відкладення.

За дослідженнями Губенка І. Б. (2003), Паршикова Т. В. (2003), Клименка М. О. (2007), Вознюк Н. М. (2007), Павловської В. В. (2007), Лазаренка А. В., Пінкіна Т. В. (2008), Бедункової О. О. (2009), Грициняка І. І., Литвинова Т. Г., Колесник Н. Л. (2009), забруднення поверхневих вод водойм України має тенденцію до зростання [3, 6, 11, 12].

Потрапивши у водойми, важкі метали починають мігрувати, здійснювати токсичний вплив на гідробіонтів. Гідробіонти переводять розчинні форми металів у завислі металоорганічні сполуки, які викорис-

товують для побудови панцирів та скелетів, а також накопичують для формування м'яких тканин. У процесі пристосування до умов навколишнього середовища гідробіонти виробили системи регуляції функцій відносно до зниженої чи підвищеної концентрації хімічних елементів у навколишньому середовищі та харчовому раціоні.

Нині хімічне навантаження на довкілля має глобальний характер. Важкі метали (ВМ) поступають в атмосферу в складі газових викидів та димів, техногенного пилю, випадають із атмосферними опадами й потрапляють зі стічними водами у водойми. Серед забруднюючих сполук, що містяться в поверхневих водах, одне з перших місць за токсичністю займають саме ВМ, такі, як Cu, Pb, Cd, Zn, Ni, Cr, Mn, Co, Sr та ін. Останні, як відомо, не піддаються біодеградації і, поступово накопичуючись у різних компонентах екосистем, беруть участь у біологічному кругообігу хімічних елементів, призводячи до отруєння всього живого. Особливо слід підкреслити, що ВМ не розкладаються як забруднювачі органічної природи і не зазнають радіоактивного розкладу, як радіонукліди, потрапивши в екосистему одного разу, нікуди не зникають, а лише перерозподіляються по її компонентах. Антропогенне забруднення гідроекосистем, у якому беруть участь ВМ, охоплює все більше водойм України. За таких умов вивчення вмісту основних токсичних елементів у різних складових частинах водних екосистем є актуальним питання сьогодення і потребує від науковців та практиків постійної дієвої та клопітної роботи. На цьому фоні особливий інтерес викликають ті із них, які перебувають поза сферою господарського використання, тобто розташовані на територіях заповідників, національних парків і т. п. [2].

Істотне значення при цьому має трансформація в ґрунтах водозбірних територій і донних відкладах водойм фізико-хімічних форм радіонуклідів, їхня участь у біогеохімічному кругообігу, а також подальша міграція з водними потоками. Впродовж останнього десятиліття в ґрунтах і донних відкладах водойм забруднених територій відзначено тенденцію до збільшення виходу рухливих форм радіонуклідів [3, 4], які з поверхневим стоком надходять у гідрологічну мережу або локалізуються в безстічних замкнених водних системах, де швидко включаються в біотичний кругообіг (Кашпаров, 1998; Іванов, 2001; Соботович и др., 2002 та ін.). Хоча минуло 22 роки, відколи сталася наймасштабніша в історії атомної енергетики аварія, забруднені території залишаються відкритим джерелом поширення радіонуклідів, які з поверхневими і ґрунтовими водами надходять до водних екосистем. Безперечно, однією з важливих і все ще недостатньо вивчених проблем водних

екосистем залишається дослідження хронічного впливу іонізуючого випромінювання на представників біоти.

Не заповнено прогалину в оцінці дозових навантажень, зумовлених опроміненням гідробіонтів зовнішніми і внутрішніми джерелами іонізуючої радіації.

Аналіз останніх досліджень. Започатковані Інститутом гідробіології НАН України в кін. 70-х рр. XX ст. радіоекологічні та токсикологічні дослідження прісноводних екосистем суттєво поглибилися в подальші роки.

Вивченням питань гідрорадіобіології займались Р. М. Алексахін, Б. С. Прістер, М. О. Лощілов, Ю. О. Іванов, І. М. Гудков, Є. К. Гаргер, Г. П. Перепелятников, Л. В. Перепелятнікова, М. Й. Долгілевич, М. О. Клименко та ін.; водної токсикології – А. І. Дворецький, О. О. Бедункова, Г. Д. Гончаров, В. В. Метелев, В. А. Скорняков, В. І. Осадчий, згідно досліджень вчених має місце ефект накопичення токсикантів у гідробіонтах, гідрофітах та донних відкладах, внаслідок чого виникає реальна загроза для питного та рибогосподарського водопостачання. Доведено, що багато внутрішніх водойм забруднені до рівня повної деградації їхніх екосистем і, відповідно, втрати ними господарської й ландшафтної цінності [9, 10, 11].

Методика досліджень. Використані теоретичні (аналіз і синтез статистичних даних, порівняння) та прикладні (польові, лабораторні, математичної обробки експериментальних даних) методи.

Концентрацію вмісту важких металів визначали у трьох горизонтах (біля поверхні, у середині водної товщі, біля дна), радіонуклідів – у водній товщі та донних відкладах. Вміст важких металів у тканинах риб, гідробіоті, гідрофітах, воді та донних відкладах досліджуваних водойм встановлювали за допомогою атомно-абсорбційної спектрофотометрії (ААС-1) що базується на здатності вільних незбуджених атомів хімічного елементу поглинати (абсорбувати) світло чітко визначеної для кожного типу елементів довжин хвиль. Аналіз вели експрес-методом відповідно стандартів та нормативних документів, за допомогою приладу СЕМІ-600 (Україна) в лабораторії кафедри екології НУВГП, а також в сертифікованій лабораторії Рівненській обласній санітарно-епідеміологічній станції.

Вміст радіонуклідів у тканинах і органах риб, а також пробах води досліджуваних водних об'єктів визначали на універсальному спектрофотометричному комплексі УСК «Гамма-Плюс» за відповідною стандартизованою методикою в лабораторії Рівненській обласній санітарно-епідеміологічній станції.

Математичну обробку результатів досліджень здійснено на ПЕОМ за методиками математичної статистики шляхом використання прикладних програм Microsoft Excel, варіаційно-статистичне опрацювання отриманих результатів досліджень проведено на основі критерію Стьюдента. Результати вважали статистично достовірними, якщо $P < 0,05^*$; $P < 0,01^{**}$; $P < 0,001^{***}$.

Постановка завдання. Проаналізувати екологічну якість води водної екосистеми озера Білого за блоком показників специфічної дії, а саме: важкими металами та радіонуклідами. Визначити вміст важких металів та радіонуклідів у ланцюгах живлення водної екосистеми.

Результати досліджень. Біле озеро має карстове походження, розташоване у Володимирецькому районі Рівненської області, в басейні річки Стир (притока р. Прип'ять), входить до складу водойм Рівненського природного заповідника.

В дослідженій водоймі були відібрані проби води, донних відкладень різного типу, вищих водних рослин та риб. Дослідженню піддавалися занурені та повітряно-водні види рослин. Занурені: рдест гребінчастий (*Potamogeton pectinatus* L.), рдест блискучий (*Potamogeton lucens* L.), роголистник занурений (*Ceratophyllum demersum* L.), повітряно-водні: рогіз широколистий (*Typha latifolia* L.), рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.), комиш озерний (*Scirpus palustris* L.). Вищі водні рослини відбиралися по периметру водойми у трьох точках. Із моллюсків в пробах були виявлені ставковик звичайний (*Limnea stagnalis* L.), ставковик овальний (*Radix ovata* L.). Риби були представлені такими видами: короп лускатий (*Cyprinus carpio* L.), карась сріблястий (*Carassius auratus gibelio*), плітка (*Rutilus rutilus* L.), вугор європейський (*Anguilla Anguilla* (S.)), окунь річковий (*Perca fluviatilis* L.).

Дослідження вмісту важких металів у воді озера Білого наведено у таблиці 1.

Таблиця 1

Вміст важких металів у воді озера Білого

роки	Важкі метали, мг/дм ³					
	Cu	Mn	Cd	Pb	Zn	Fe
2008	0,0025	0,054	0,0003	0,008	0,013	0,006
2009	0,0028	0,043	0,0003	0,006	0,014	0,009
2010	0,0021	0,051	0,0002	0,007	0,018	0,007
2011	0,0018	0,054	0,0003	0,005	0,021	0,004
ГДК рибгосп.	0,001	0,05	0,005	0,1	0,01	0,1

Дослідженнями виявлено збільшений вміст Cu за 2008–2011 рр., від гранично-допустимої концентрації, її максимальні концентранції спостерігалися в 2008 р. та 2009 р., вміст Fe та Zn суттєво не перевищують рибогосподарські ГДК. Слід підкреслити, що за результатами досліджень 2008–2009 років зафіксовано збільшення вмісту важких металів, особливо свинцю, порівняно із даними 1990–1999 рр. [5], що пов'язано зі збільшенням антропогенного навантаження на водну екосистему даного озера починаючи з 2000 року [5].

Валовий вміст важких металів у воді навіть за значних величин може бути і нешкідливим для риб і гідробіонтів. Відомо, що в малопоточних водоймах і замкнутах водних об'єктах каламутність невелика, і більше 90% важких металів мігрує у розчиненому стані.

Досліджувана водойма, озеро Біле, не характеризується інтенсивним заростанням вищою водною рослинністю, але характеризується низькою рибопродуктивністю та тугорослістю риби, що свідчить про значні зміни в екологічному стані, які в свою чергу впливають на розчинність у воді важких металів. Оскільки наші дослідження проводились в різні сезони року, тому слід відмітити сезонні коливання вмісту важких металів у водоймі озера. Зокрема підвищені значення показників заліза, цинку та свинцю влітку та восени, а в листопаді спостерігалося незначне зниження цих показників. Вміст марганцю залишався майже незмінним впродовж року.

Наступною ланкою трофічного ланцюга водної екосистеми озера Білого було дослідження вмісту важких металів у вищій водній рослинності. Результати вмісту важких металів у вищій водній рослинності озера Білого представлені у таблиці 2.

Вміст важких металів у тканинах тіла риб озера Білого наведено в таблиці 3.

Вміст радіонуклідів у воді озера Білого – ^{137}Cs – 0,36 Бк/л, а ^{90}Sr – 0,032 Бк/л, що не перевищує допустимого рівня вмісту радіонуклідів у воді.

Відомо, що з найбільш активних акумуляторів радіонуклідів, в першу чергу ^{137}Cs , є донні відклади. Ступінь їх радіоактивного забруднення залежить від багатьох факторів – їх типу, рельєфу дна водойми, наявності течій, ступеня заростання вищою водною рослинністю.

Таблиця 2

Вміст важких металів у вищій водній рослинності озера Білого

Назва рослини	Вміст важких металів, мг/кг сухої речовини				
	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb
рдест гребінчастий (Potamogeton pectinatus L.)	12,4±1,2	4,8±0,2*	48,4±1,26***	0,09±0,002	0,17±0,006
рдест блискучий (Potamogeton lucens L.)	13,2±1,02	3,2±0,12	36,2±1,27	0,13±0,08	0,004±0,005
роголистник занурений (Ceratophyllum demersum L.)	15,6±0,86	6,17±0,44**	17,4±1,14	0,21±0,004*	0,005±0,006
рогоз широколистий (Typha latifolia L.)	26,3±1,05	8,02±0,32**	22,7±1,21	0,08±0,007	0,003±0,004
рогоз вузьколистий (Typha angustifolia L.)	33,5±1,12*	10,3±1,2	39,4±1,32	0,3±0,012	0,007±0,002
комиш озерний (Scirpus palustrisL.)	27,4±0,94	8,6±0,47	17,4±0,57**	0,11±0,006	0,009±0,004

Таблиця 3

Вміст важких металів у тканинах тіла риб озера Білого, (n = 3–6; M ± m)

Тканини риб	Вміст важких металів, мг/кг сухої речовини					
	Zn	Cu	Pb	Cd	Mn	Co
Вугор європейський (трирічка)						
луска	8,12±0,12**	4,51±0,06	0,58±0,07	0,58±0,06	4,03±0,1	0,011±0,1
шкіра	6,12±0,22	6,61±0,04	0,34±0,04	0,53±0,03	5,64±0,22**	0,003±0,2
м'язи	3,42±0,11	3,20±0,03**	0,43±0,01	0,43±0,01	2,1±0,11	0,001±0,05
зябра	7,26±0,31	8,92±0,04	0,67±0,022	0,13±0,03	3,1±0,4***	0,03±0,02
печінка	6,12±0,09	6,51±0,11*	0,31±0,06	0,21±0,04	2,3±0,03	сліди
хребетна кістка	9,02±0,10	7,21±0,02	0,83±0,43**	0,94±0,04	4,3±0,03	0,02±0,006

продовження табл. 3

Вісник Національного університету водного господарства та природокористування

Плітка (однорічка) <i>Rutilus rutilus</i>						
луска	30,19±0,31*	1,98±0,30	0,63±0,09	0,040±0,09	1,20±0,30	0,031±0,17
шкіра	18,53±0,13	2,51±0,03	0,53±0,03**	00,53±0,03	0,90±0,32	0,028±0,17
м'язи	6,53±0,3**	2,42±0,05	0,23±0,05	0,023±0,01	0,54±0,39**	-
зябра	14,67±0,23	2,53±0,01	0,13±0,01	0,063±0,05	1,04±0,70	0,012±0,17
печінка	17,2±0,20**	1,33±0,03	0,43±0,02**	0,037±0,03	0,80±0,30	-
хребетна кістка	20,1±0,12	2,73±0,03	0,65±0,03	0,087±0,03*	2,04±0,40	0,058±0,17
Щука (дворічка) <i>Esox lucius</i>						
луска	15,65±0,34*	0,95±0,06**	0,27±0,08	0,27±0,03*	-	0,072±0,08
шкіра	18,15±0,14	1,21±0,05	0,17±0,08	0,58±0,07**	-	0,028±0,1
м'язи	10,35±0,38	0,86±0,01	0,20±0,06	0,34±0,04	-	-
зябра	12,55±0,51	1,25±0,03**	0,15±0,04	0,43±0,01	-	0,02±0,06
печінка	11,65±0,34	0,76±0,062	0,29±0,02	0,27±0,022	-	-
хребетна кістка	21,67±0,34	1,95±0,16	0,28±0,05	0,61±0,06	-	0,058±0,07
Краснопірка (однорічка) <i>Scardinius erythrophthalmus</i>						
луска	4,6±0,2	0,68±0,15	0,19±0,06	0,09±0,01	2,23±0,24	0,067±0,03
шкіра	5,07±0,59	1,4±0,11	0,24±0,04	0,06±0,04	2,19±0,05	0,05±0,02
м'язи	6,03±0,1	2,9±0,2	0,06±0,01	0,03±0,03	2,14±0,02	0,06±0,04
зябра	4,7±0,12	1,6±0,12	0,1±0,01	0,012±0,02	2,17±0,01	0,02±0,01**
печінка	5,7±0,8	3,2±0,22	0,5±0,08**	0,011±0,01	2,21±0,01	0,08±0,03
хребетна кістка	6,45±0,6*	1,9±0,1	0,6±0,07	0,017±0,03	1,19±0,04	0,042±0,02

Найбільш висока концентрація ^{137}Cs була відмічена в 0-5-сантиметровому шарі мулу, відібраного з глибини 9,0 м і становила 16,2 Бк/кг. Концентрація ^{90}Sr в донних відкладах коливалася в межах від 0,2 – 1,6 Бк/кг.

Для оцінки процесів, які визначають обмін радіонуклідів в системі «вода – донні відклади», слід врахувати їх стан і форми знаходження в донних відкладах [5, 6].

Максимальні середні концентрації ^{137}Cs відмічалися в рослинах: рогіз вузьколистий (2700 Бк/кг), рдест гребінчастий (1600 Бк/кг). Особливістю досліджень вищої водної рослинності було те, що у занурених видів рослин вміст радіонуклідів був в 2,5 рази нижчий, ніж в повітряно-водних. В умовах глобальних випадів радіонуклідів група занурених рослин завжди характеризувалася підвищеною здатністю до накопичення радіоактивних речовин, що пов'язано з їх фізіологічними особливостями.

Чисельність молюсків в досліджуваній водоймі невелика, і ці гідробионти не можуть суттєво впливати на радіоекологічну ситуацію в озері Білому, тому в даних дослідженнях молюски розглядалися як одна із ланок водної екосистеми під час оцінки особливостей міграції радіонуклідів. Виявлений рівень радіоактивного забруднення найбільш розповсюджених молюсків у водоймі. Вміст ^{137}Cs в ставковикі звычайному знаходився на рівні 21,6 Бк/кг, а ^{90}Sr на рівні 13,6 Бк/кг.

Дослідження особливостей радіоактивного забруднення риб здійснювали в двох напрямках. З однієї сторони, риби є одним із компонентів водної екосистеми, які швидко реагують на зміну радіоекологічної ситуації, і однією із кінцевих ланок трофічного ланцюга, з іншої сторони – це об'єкт промислового і любительського лову і важливий компонент харчового раціону людини. В зв'язку з цим необхідно виявити залежність ступеня накопичення радіонуклідів рибами від загальної радіоекологічної ситуації в озері.

Найбільш високими показниками характеризувалися плітка (*Rutilus rutilus* L.), та вугор європейський (*Anguila Anguila* (S.)) вміст ^{137}Cs становив 1181 Бк/кг і 1064 Бк/кг відповідно, що перевищує допустимий рівень вмісту ^{137}Cs .

Вміст ^{90}Sr в досліджуваних видах риб знаходився в межах 1,24-12,7 Бк/кг, що не перевищувало допустимого рівня – 35 Бк/кг.

Висновки

1. За результатами досліджень виявлено, що домінуючими у фітомасі були концентрації таких важких металів як Zn, Mn, Cu, Cd, Pb. Накопичення важких металів макрофітами, мало вигляд:

- Zn > Mn > Cu > Cd > Pb

- рдест гребінчастий > рдест блискучий > роголистник занурений > рогіз вузьколистий > рогіз широколистий > комиш озерний

Щодо видового розподілу у макрофітах, то найбільші концентрації вмісту важких металів у порядку зменшення спостерігались: *Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton lucens* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Typha angustifolia* L., *Typha latifolia* L., *Scirpus palustris* L. Найбільшою чутливістю до якості води володіють занурені рослини, оскільки вони мають найбільший контакт з водою.

2. Так в ході досліджень нами було встановлено, що серед всіх обраних для дослідження органів вугра європейського (*Anguila Anguila* (S.)) найбільший вміст важких металів був характерний для хребетної кістки: зокрема максимальними концентраціями характеризувалися Cu ($7,21 \pm 0,02$ мг/кг), Zn ($9,02 \pm 0,10$ мг/кг) і Mn ($4,3 \pm 0,03$ мг/кг). На другому місці за ступенем забрудненості важкими металами була луска, а на третьому зябра. Плітка (*Rutilus rutilus*) була на другому місці за вмістом важких металів, в ній накопичення відбувалося наступним чином: луска > шкіра > хребетна кістка > зябра > печінка > м'язи. Найбільшими концентраціями відзначалися Zn ($30,19 \pm 0,31$ мг/кг) і Cu ($2,73 \pm 0,03$ мг/кг). На третьому місці за вмістом важких металів була щука (*Esox lucius*), в неї, як і двох попередніх видів найбільшими концентраціями відзначалися Zn ($21,67 \pm 0,34$ мг/кг) і Cu ($1,95 \pm 0,16$ мг/кг) у хребетній кістці. На останньому місці серед усіх досліджуваних видів була краснопірка (*Scardinius erythrophthalmus*). Переважаючим вмістом характеризувалися Zn ($6,45 \pm 0,6$ мг/кг) у хребетній кістці, Cu ($3,2 \pm 0,22$ мг/кг) у печінці та Pb ($2,23 \pm 0,24$ мг/кг) у лусці.

3. Отримані результати свідчать, що радіоактивне забруднення озера Білого в основному сформоване ^{137}Cs , спостерігається тенденція до зростання вмісту цього радіонукліду, а отже існують умови сприяючі накопиченню радіонуклідів в озерній екосистемі. Зокрема розподіл вмісту радіонукліду стронцію-90 в трофічному ланцюгу водойми відбувається наступним чином:

- іхтіофауна > рослинність > вода > донні відклади

Аналіз результатів визначень вмісту радіонуклідів в організмі риб озера виявив відсутність допустимих перевищень вмісту радіоактивних елементів у рибній продукції.

Радіоактивність більшості компонентів озера Білого в значній мірі визначається ^{137}Cs . Вода, сумарна радіоактивність якої обумовлена цезієм – 137 на 95%, обумовлює забруднення представників іхтіофауни в найбільшій мірі.

Отримані радіологічні дані озера Біле підтверджують факт наявності радіонуклідів у водній екосистемі. І хоча ситуація на даний момент

знаходиться в межах екологічних оптимумів, занепокоєння викликає факт помітної акумуляції радіонуклідів у макрофітах, які входять до трофічного ланцюга рослиноїдних риб, що зрештою може призвести до потрапляння елементів в організм людини.

- 1.** Бедункова О. О. Оцінка стану водних екосистем за коефіцієнтами накопичення та акумуляції токсичних речовин / О. О. Бедункова, А. М. Петрук // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. – Рівне, 2012. – Вип. № 2 (58) (с/г науки) – С. 67–74.
- 2.** Шевченко П. Г. Вміст важких металів в організмі деяких видів молоді риби озер Шацького національного природного парку / Шевченко П. Г., Ситник Ю. М., Олексієнко Н. В. // Матеріали другої міжнародної наукової конференції «Сучасні проблеми гідробіології. Перспективи, шляхи і методи вирішення». – Херсон, 2008. – 546 с.
- 3.** Клименко М. О. Екологічний стан української частини євро регіону «БУГ» / Клименко М. О., Вознюк Н. М. – Рівне, 2007. – 203 с.
- 4.** Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питної води (ДР-97). – К. : Мін. охорони здоров'я України. Комітет з питань гігієнічного регламентування. НКРЗУ, 1997. – 38 с.
- 5.** Радіоекологічні дослідження озernih екосистем Шацького національного природного парку: стронцій-90 і цезій-137 у воді та донних відкладах (1993–2000 рр.) / Ю. М. Ситник, В. Г. Кленус, О. Є. Каглян та ін. // Наук. вісн. Волин. нац. ун-ту ім. Лесі Українки. – 2009. – № 1. – С. 172–179.
- 6.** Радіоекологічна ситуація в екосистемах Шацьких озер / О. М. Волкова, З. О. Широка, Ю. М. Ситник, П. Г. Шевченко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Серія : Біологія. Спец. вип. «Гідроекологія». – 2005. – № 3 (26). – С. 69–71.
- 7.** Ільїн Л. В. Озера України : довід. / Л. В. Ільїн, В. О. Мартинюк. – Львів : Ред.-вид. відд. Львів. держ. ун-ту ім. І. Франка, 1998. – 52 с.
- 8.** Pyin L. Anthropogenic changes of lakes of western part Ukrainian Polissya / Leonid Pyin // Natural and anthropogenic transformations of lakes. – Olsztyn : Edycja, 2000. – P. 117–124.
- 9.** Ільїн Л. В. Особливості озernih комплексів Західноукраїнського Полісся / Л. В. Ільїн // Наук. пр. УкрНДГМІ. – 2007. – Вип. 256. – С. 359–366.
- 10.** Радіонукліди у водних екосистемах України. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіонти зони відчуження // – К. : Чорнобильінтерінформ. – 2001. – 318 с.
- 11.** Клименко О. М. Екологічна оцінка якості води озера Білого Рівненської області / О. М. Клименко, А. М. Петрук // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. – Рівне, 2011. – Вип. № 2 (54) (с/г науки) – С. 103–111.
- 12.** Відновна гідроекологія порушених річкових та озernih систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління). Том 1 / Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В. – Рівне : Волинські обереги, 1999. – 348 с.
- 13.** Гідроекологія озernih екосистем України. Шацькі озера. Екологічна токсикологія: озеро Чорне Велике (огляд). Частина 1 / Ситник Ю. М., Осадча Н. М., Шевченко П. Г., Киричук Г. Є., Забитівський Ю. М. // Вісник Житомирського державного університету ім. Івана Франка. – 2007. – Вип. 34. – С. 225–230.
- 14.** Хавезов И. Атомно-абсорбционный анализ / Хавезов И., Цалиев Д. – Ленинград : Химия, 1983. – 144 с.

Рецензент: д.с.-г.н., професор Клименко М. О. (НУВГП)

Petruk A. M., Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor
(National University of Water Management and Nature Resources Use,
Rivne)

STUDY OF SPECIFIC INDICATORS OF TOXIC AND RADIATION LAKE BILE AQUATIC ECOSYSTEMS

The results of the research unit of specific environmental indicators of water quality and radiation exposure of toxic food chain in aquatic ecosystems Lake Bile. The characteristic radiological situation on the content of active battery radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr and toxicology - the contents of heavy metals.

Keywords: aquatic ecosystems, heavy metals, radionuclides, the food chain, fish fauna, macrophytes.

Петрук А. М., к.с.-х.н., доцент (Національний університет водного господарства і природопользования, г. Ровно)

ИССЛЕДОВАНИЯ СПЕЦИФИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ТОКСИЧЕСКОГО И РАДИАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА БЕЛОГО

Приведены результаты исследований блока специфических показателей экологического качества воды токсического и радиационного воздействия трофическими цепями водной экосистемы озера Белого. Охарактеризовано радиологическую ситуацию по содержанию активных аккумуляторов радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr и токсикологическую – по содержанию тяжелых металлов.

Ключевые слова: водная экосистема, тяжелые металлы, радионуклиды, трофические цепи, ихтиофауна, макрофиты.
