

УДК: 504.054:543.054:543.421

¹Симканич О.І., викл.; ¹Сухарев С.М., д.х.н., проф.; ²Маслюк В.Т., д.ф.-м.н., проф.**РАДІОЕКОЛОГІЧНЕ ТА ГЕОХІМІЧНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ДОННИХ
ВІДКЛАДІВ МАЛИХ РІЧОК ТЕРИТОРІЙ НАЦІОНАЛЬНИХ
ПРИРОДНИХ ПАРКІВ «УЖАНСЬКИЙ» ТА «СИНЕВИР»**¹Державний вищий навчальний заклад «Ужгородський національний університет»,
88000, м. Ужгород, вул. Підгірна, 46.²Інститут електронної фізики Національної академії наук України,
880016, м. Ужгород, вул. Університетська, 21.
e-mail: Sumkanich@mail.ru

Проблема збереження навколишнього природного середовища в даний час концентрує на себе увагу вчених усього світу. Високий рівень техногенного навантаження на геологічне середовище України обумовив комплексні зміни геохімічних та інших умов [1], що призводить до погіршення природної обстановки.

Одним із результатів техногенного впливу на біосферу та її складові є надходження в неї значної кількості радіонуклідів, важких металів (ВМ) та їх різних форм [2], а різке підвищення рівня міграції ВМ та природних радіонуклідів в екосистемі, обумовлює актуальність проведення фонових моніторингу даних сполук [1-3]. Фоновий моніторинг проводиться на заповідних територіях і враховує особливості кліматичних, топографічних, геохімічних та інших умов середовища. Саме такий підхід дозволяє більш об'єктивно проводити оцінку екологічного стану територій [4, 5].

Моніторинг донних відкладів відіграє найважливішу роль при оцінці екологічного стану водних об'єктів в цілому та прилеглих територій, адже середній склад донних відкладів може відображати склад гумусового ґрунтового горизонту басейну водойми. Тому більшість робіт по радіоекологічному моніторингу водних об'єктів присвячена саме донним відкладам [6-10].

Вода та донні відклади функціонують у водоймах як єдина система, в межах якої постійно відбувається обмінні процеси. Тому донні відклади як середовище накопичення

токсичних речовин (ГАН та ВМ) відіграють важливу роль у формуванні якості води [11, 12] та оцінці стану прилеглих територій.

Зміна фізико-хімічних та інших умов водного середовища може привести до порушення рівноваги в системі «донні відклади – вода», що може бути причиною вторинного забруднення водойми, навіть при відсутності джерел надходження забруднювачів ззовні [13]. Це свідчить про актуальність проведення моніторингових досліджень як промислово навантажених так і умовно чистих водойм.

В цьому контексті особливу роль слід приділити вивченню донних відкладень гірських рік Закарпаття. Намули водних басейнів Карпат відображають особливості геохімічних показників територій, що прилягають до них, а також дають цінну інформацію про інтенсивність та характер господарської діяльності людини. Водозбір значної частини водойм Закарпаття здійснюється на природно-заповідних територіях, що можна використати для проведення фонових моніторингу. Крім того проведення оцінки стану заповідних територій дозволяє виявити їх геохімічні особливості з урахуванням перепаду висот.

Дана робота стосується проведення фонових моніторингу донних відкладень малих річок, басейни яких охоплюють заповідні території Національних природних парків (НПП) Закарпаття, зокрема донні відклади НПП «Синевир» та «Ужанський». Такий вибір об'єктів базується на тому, що вони розташовані у різних частинах території

Закарпаття, мають різні топографічні та геохімічні умови. Крім того, НПП «Ужанський» є частиною трilaterального (польсько-словацько-українського) Міжнародного біосферного резервату «Східні Карпати», територія НПП «Синевир» межує з Карпатським біосферним заповідником. У роботі запропоновано комплексний підхід, який поєднує найбільш інформативні показники стану об'єктів довкілля (сполуки ВМ та ГАН), а урахування специфіки умов середовища даних досліджуваних територій дозволяє більш ефективно реалізовувати заходи забезпечення екологічної безпеки.

Експериментальна частина

Відбір проб донних відкладень досліджуваних річок вагою по 1500 – 2000 г здійснювався у фіксованих точках з глибини 2-15 см, підготовка їх до аналізу, транспортування та зберігання здійснювалось у відповідності з [14].

Відстань між точками пробовідбору у межах досліджуваних територій становила 5-10 км. Відбір донних відкладень проводився, як у верхів'ї річки так і за течією, що дозволяє робити висновки про джерела та шляхи потрапляння радіонуклідів та ВМ у донні відкладення цих річок.

Визначення вмісту ВМ (крім вмісту Hg) проводили методом електротермічної атомно-абсорбційної спектрометрії (ЕТААС). Визначення ВМ проводили на атомно-абсорбційному комплексі КАС-120.1 з комп'ютерною реєстрацією аналітичного сигналу. При виборі параметрів роботи комплексу враховували рекомендації [15]. Вимірювання проводили з використання коректору фону (дейтерієва лампа), в режимі «газ-стоп», з використанням звичайних графітових кювет та високочистого аргону, як захисного газу. Джерелом світла є лампи порожнистого катоду. Для усунення можливого впливу компонентів матриці досліджуваних ґрунтів, а також підвищення відтворюваності аналітичного сигналу ВМ використаний модифікатор – натрієва сіль бензоїлгідразону піровиноградної кислоти [16].

Визначення ВМ проводили у таких умовах (довжина хвилі, нм / ширина щілини, нм): Cu – (324,8/0,4); Cd – (228,8/0,7); Pb – (283,3/0,4); Zn – (213,9/0,7). Температура ато-

мізації для кадмію – 2300°C, для купруму, плюмбуму та цинку – 2400°C.

Визначення Hg проводили методом атомно-абсорбційної спектроскопії «холодної пари» на атомно-абсорбційному спектрометрі «С-115М» з використання приставки «Юлія». Використана індуктивна лампа, вимірювання поглинання проводили при $\lambda_{\text{рез}}=253,7$ нм. Параметри визначення Hg аналогічні [17].

Для вимірів ГАН використовувався сертифікований гамма-спектрометричний комплекс «SBS-40» з коаксіальним напівпровідниковим Ge(Li)-детектором об'ємом 100 см³ [12]. Досліджувалася питома активність природних ГАН рядів урану (²³⁸U (²¹⁴Pb, ²¹⁴Bi, ²²⁶Ra), торію (²³²Th (²¹²Pb, ²²⁸Ac, ²⁰⁸Tl, ²¹²Bi), ⁴⁰K, а також техногенного ¹³⁷Cs. Для врахування самопоглинання та габаритів проб здійснювалось калібрування установки («SBS-40») еталонним об'ємним зразком, що поміщали в ту ж посудину Марінеллі, що і проби ґрунту. Дрейф та роздільну здатність (за ⁴⁰K – 3,2 кеВ та ¹³⁷Cs – 2,3 кеВ) контролювали протягом всього часу вимірювань. Вимірювання власного фону установки протягом тривалого часу (від 4-х до 30-ти годин) свідчить про його сталість, а для забезпечення достовірності даних вибрано час виміру одного зразка 5000 с. Вказаний метод забезпечує високу інформативність внаслідок високої чутливості γ -спектрометра, можливості використання зразків великої маси, наявності для одного хімічного елементу ряду ізотопів, тощо.

Результати та їх обговорення

Усереднені результати визначення вмісту ВМ (Zn, Cu, Pb, Cd, Hg) у донних відкладах малих річок території НПП «Синевир» та «Ужанський» представлені у табл. 1-2.

Аналіз даних табл. 1-2 показує, що розподіл ВМ у донних відкладах малих річок НПП «Синевир» та «Ужанський» є нерівномірним між річками, хоча відносно рівномірно дисперсним за течією. Така нерівномірність розподілу ВМ у донних відкладах малих річок зумовлена, очевидно, як суттєвою відмінністю ступеня замулювання різних річок і їх окремих ділянок, так і різницею геоморфології басейнів цих річок.

В цілому, загальний вміст ВМ у донних відкладах малих річок території НПП «Синевир» та «Ужанський» є невисоким і може вважатись фоновим для гірської частини Закарпатської області, що узгоджується з [18]. Порівнюючи одержані дані вмісту ВМ у донних відкладах НПП «Синевир» та «Ужанський» з даними [19] показано, що загальний вміст ВМ у донних відкладах малих річок території НПП «Синевир» та «Ужанський» є значно нижчий ніж у ґрунтах гумусового профілю цих територій. Розрахунок коефіцієнтів міграції у системі «ґрунт – донні відклади» для малих річок території НПП «Синевир» та «Ужанський» показує, що коефіцієнти міграції ВМ є малими. Відповідні коефіцієнти міграції ВМ у системі «ґрунт – донні відклади» для НПП «Ужанський» є наступними:

- донні відклади річки Уличка: для Zn – 0,052; для Cu – 0,103; для Pb – 0,008; для Cd – 0,009; для Hg – 0,093;

- донні відклади річки Вишка: для Zn – 0,081; для Cu – 0,131; для Pb – 0,007; для Cd – 0,012; для Hg – 0,111;

- донні відклади річки Лубня: для Zn – 0,043; для Cu – 0,074; для Pb – 0,006; для Cd – 0,008; для Hg – 0,081;

- донні відклади річки Уж: для Zn – 0,100; для Cu – 0,151; для Pb – 0,010; для Cd – 0,016; для Hg – 0,133.

Розрахунок коефіцієнтів міграції ВМ для НПП «Синевир» у системі «ґрунт → донні відклади» показав, що міграція ВМ є незначною, зокрема:

- донні відклади річки Слобода: для Zn – 0,046; для Cu – 0,151; для Pb – 0,008; для Cd – 0,015; для Hg – 0,234;

Таблиця 1. Усереднені дані розподілу вмісту важких металів у донних відкладах малих річок НПП «Ужанський» за течією ($n=6$; $P=0,95$)

Ділянки річок	Вміст ВМ ($\bar{X} \pm \Delta X$), мг/кг сухого мулу				
	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
<i>Річка Уличка</i>					
№ 1	1,15±0,11	1,26±0,17	0,075±0,010	0,012±0,002	0,007±0,001
№ 2	1,17±0,16	1,28±0,19	0,084±0,013	0,014±0,002	0,009±0,002
№ 3	1,19±0,18	1,28±0,22	0,091±0,015	0,016±0,003	0,009±0,002
<i>Річка Вишка</i>					
№ 1	1,70±0,24	1,54±0,21	0,066±0,011	0,017±0,002	0,009±0,002
№ 2	1,82±0,25	1,62±0,23	0,078±0,012	0,019±0,003	0,010±0,002
№ 3	1,87±0,31	1,71±0,29	0,082±0,015	0,021±0,004	0,011±0,003
<i>Річка Лубня</i>					
№ 1	0,91±0,11	0,92±0,11	0,056±0,009	0,011±0,002	0,006±0,001
№ 2	0,97±0,14	0,90±0,13	0,071±0,011	0,014±0,002	0,009±0,002
№ 3	0,95±0,13	0,93±0,14	0,067±0,012	0,012±0,003	0,007±0,002
<i>Річка Уж (верхня течія)</i>					
№ 1	2,11±0,27	1,77±0,23	0,101±0,014	0,019±0,003	0,011±0,002
№ 2	2,26±0,34	1,87±0,26	0,109±0,017	0,022±0,004	0,011±0,002
№ 3	2,31±0,38	1,92±0,32	0,112±0,019	0,034±0,006	0,014±0,003

Примітка. № 1-№ 3 – ділянки дослідження донних відкладів за течією річок (відстань між ділянками дослідження 5-10 км).

Таблиця 1. Усереднені дані розподілу вмісту важких металів у донних відкладах малих річок НПП «Синеvir» за течією ($n=6$; $P=0,95$)

Ділянки річок	Вміст ВМ ($\bar{X} \pm \Delta X$), мг/кг сухого мулу				
	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
<i>Річка Слобода</i>					
№ 1	0,87±0,11	1,41±0,17	0,076±0,009	0,015±0,002	0,010±0,001
№ 2	0,92±0,13	1,44±0,24	0,079±0,011	0,017±0,003	0,011±0,002
№ 3	0,94±0,16	1,46±0,29	0,081±0,014	0,017±0,005	0,012±0,003
<i>Річка Сухар</i>					
№ 1	0,69±0,09	1,14±0,14	0,051±0,008	0,004±0,001	0,004±0,001
№ 2	0,74±0,11	1,17±0,18	0,055±0,010	0,004±0,001	0,005±0,001
№ 3	0,76±0,14	1,19±0,22	0,062±0,013	0,005±0,002	0,005±0,002
<i>Річка Озерянка</i>					
№ 1	1,11±0,13	1,61±0,21	0,058±0,008	0,016±0,002	0,006±0,001
№ 2	1,16±0,16	1,65±0,26	0,063±0,010	0,019±0,003	0,007±0,002
№ 3	1,18±0,20	1,71±0,31	0,068±0,013	0,021±0,005	0,007±0,002
<i>Річка Тербля (верхня течія)</i>					
№ 1	1,82±0,24	2,09±0,33	0,126±0,019	0,031±0,005	0,019±0,003
№ 2	1,87±0,27	2,12±0,36	0,128±0,022	0,034±0,007	0,019±0,004
№ 3	1,83±0,32	1,92±0,37	0,126±0,026	0,031±0,008	0,018±0,005

Примітка. № 1-№ 3 – ділянки дослідження донних відкладів за течією річок (відстань між ділянками дослідження 5-10 км).

- донні відклади річки Сухар: для Zn – 0,037; для Cu – 0,077; для Pb – 0,006; для Cd – 0,004; для Hg – 0,106;

- донні відклади річки Озерянка: для Zn – 0,059; для Cu – 0,121; для Pb – 0,007; для Cd – 0,017; для Hg – 0,149;

- донні відклади річки Тербля: для Zn – 0,092; для Cu – 0,191; для Pb – 0,013; для Cd – 0,029; для Hg – 0,404.

Дані коефіцієнтів міграції ВМ у системі «грунт → донні відклади» для території НПП «Синеvir» є вищими ніж для відповідних територій НПП «Ужанський» (крім міграційного коефіцієнту для Pb і Zn) і хоча вміст гумусу в ґрунтах НПП «Синеvir» є найнижчим, актуальна кислотність цих ґрунтів є найвищою. Тому основний внесок у міграцію ВМ у системі «грунт → донні відклади» здійснюють неорганічні процеси. Крім того, висота місцевості над рівнем моря суттєвого впливу на міграційний показник ВМ у системі «грунт → донні відклади» впливу практично немає, що можна було очікувати, хоча загальний вміст ВМ у донних відкладах річок гірського ландшафту (НПП

«Синеvir») є нижчим ніж для річок передгірського ландшафту (НПП «Ужанський»), що може бути зумовлено, очевидно, морфологічними та геохімічними особливостями досліджуваних районів.

З вищенаведених закономірностей встановлено, що донні відклади малих річок територій НПП Закарпатської області характеризуються низькою акумулюючою здатністю до ВМ, тому хімічний склад донних відкладів малих річок не відображає хімічний склад ґрунтів гумусового профілю басейнів цих річок.

В цілому, міграція ВМ у системі «грунт → донні відклади» у межах території НПП «Ужанський» і «Синеvir» є подібною, що свідчить про подібність геохімічних факторів, які впливають на ці процеси у межах природно-заповідних територій, чому може сприяти висока лісистість досліджуваних територій НПП.

Наступним етапом дослідження, було визначення ГАН в донних відкладах малих річок НПП. В роботі досліджувалася питома активність ГАН природних рідів урану ^{238}U

(^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{226}Ra), торію ^{232}Th (^{212}Pb , ^{212}Bi , ^{228}Ac , ^{208}Tl), ^{40}K , а також техногенного ^{137}Cs , які є найбільш значимі [20,21].

Результати радіоекологічних досліджень донних відкладів річок басейни яких охоплюють НПП «Ужанський» і «Синеvir» представлені в табл. 3-4.

Порівняння даних, щодо розподілу ГАН у донних відкладах малих річок НПП «Синеvir» і «Ужанський» з даними роботи [19,20] показує, що основний внесок у загальну радіоактивність зразків робить природний ізотоп ^{40}K . У всіх досліджених зразках, незалежно від ділянки пробовідбору, активність ^{40}K є найбільшою.

Дані табл. 3-4 свідчать про те, що радіоекологічні показники донних відкладів малих річок басейнів НПП «Синеvir» є стабільними і близькими для донних

відкладів НПП «Ужанський» незважаючи на різницю радіоекологічних показників ґрунтів цих територій [19]. Це свідчить про певні нівелюючі властивості донних відкладів (володіють певною буферною ємністю щодо міграції ГАН), тому саме ці показники слід використовувати для оцінки реального екологічного стану територій.

Аналіз даних табл. 3. показує, що радіоекологічний стан донних відкладів малих річок території НПП «Ужанський» є відносно стабільним у межах однієї річки, як і відношення $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$, хоча для р. Лубня останній показник суттєво відрізняється. Це зумовлено геоморфологічною структурою басейну цієї річки (відноситься до гірського ландшафту).

Таблиця 3. Результати визначення питомої активності ГАН у донних відкладах малих річок НПП «Ужанський» ($n=6$; $P=0,95$)

Ділянки річок	Питома активність ГАН, Бк/кг								ΣA , Бк/кг ($\bar{X} \pm \Delta X$)	$\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$
	^{137}Cs	^{40}K	ряд ^{238}U			ряд ^{232}Th				
			^{214}Pb	^{214}Bi	^{228}Ac	^{212}Pb	^{212}Bi	^{208}Tl		
Річка Уж (верхня течія)										
№ 1	9,6	440	29,8	32,1	29,4	28,6	28,7	10,3	159	1,57
№ 2	7,5	453	34,5	36,2	32,6	34,2	36,5	11,3	185	1,62
№ 3	5,8	454	36,5	39,4	34,2	31,4	34,2	10,9	187	1,46
Річка Уличка										
№ 1	3,5	380	23,7	25,4	26,1	21,1	23,7	7,3	127	1,59
№ 2	2,4	402	24,2	26,8	22,4	25,3	25,9	9,4	134	1,63
№ 3	7,2	398	27,2	30,1	27,3	27,4	29,4	7,2	149	1,59
Річка Вишка										
№ 1	7,2	390	31,6	33,1	22,8	27,2	28,3	9,8	153	1,36
№ 2	9,4	387	32,9	34,5	26,5	31,6	32,7	10,2	168	1,50
№ 3	10,8	421	34,9	37,2	28,4	32,5	35,3	10,6	179	1,48
Річка Лубня										
№ 1	4,3	343	19,2	21,1	25,2	29,6	32,4	6,5	134	2,33
№ 2	2,8	318	22,5	23,9	27,3	35,8	36,3	8,4	154	2,32
№ 3	6,9	353	24,3	26,1	24,1	27,2	36,2	8,2	146	1,90
Середньоарифметичні значення										
-	6,5	395	28,4	30,5	27,2	29,3	31,6	9,2	156 ± 32	$1,70 \pm 0,63$

Примітка. ΣA – сумарна питома активність всіх ідентифікованих природних ГАН без урахування ^{40}K ; № 1-№ 3 – ділянки дослідження донних відкладів за течією річок (крок 5-10 км); $\Sigma^{232}\text{Th}$ – сума питомої активності ГАН ряду ^{232}Th ; $\Sigma^{238}\text{U}$ – сума питомої активності ГАН ряду ^{238}U .

Таблиця 3. Результати визначення питомої активності ГАН у донних відкладах малих річок НПП «Синеvir» ($n=6$; $P=0,95$)

Ділянк и річок	Питома активність ГАН, Бк/кг								ΣA , Бк/кг ($\bar{X} \pm \Delta X$)	$\Sigma^{232}\text{Th} /$ $\Sigma^{238}\text{U}$
	^{137}Cs	^{40}K	ряд ^{238}U		ряд ^{232}Th					
			^{214}Pb	^{214}Bi	^{228}Ac	^{212}Pb	^{212}Bi	^{208}Tl		
Річка Слобода										
№ 1	9,2	408	31,5	33,2	26,3	29,9	27,6	12,1	161	1,48
№ 2	8,3	385	28,3	30,1	25,0	23,6	24,7	11,2	143	1,45
№ 3	6,0	420	25,4	26,9	24,2	25,9	29,8	9,7	142	1,71
Річка Тереля (верхня течія)										
№ 1	8,2	428	30,9	31,9	22,4	23,5	27,1	11,3	147	1,34
№ 2	10,1	461	28,2	28,7	23,3	24,6	26,1	10,1	141	1,48
№ 3	9,3	480	31,1	32,4	28,4	28,4	25,4	12,0	158	1,48
Річка Сухар										
№ 1	2,1	331	22,3	24,3	25,1	22,4	23,5	10,2	128	1,74
№ 2	3,2	320	21,4	23,8	28,3	25,3	26,4	11,3	137	2,02
№ 3	4,0	368	25,7	27,2	30,2	25,8	27,6	8,4	145	1,74
Річка Озерянка										
№ 1	6,1	345	18,9	23,1	26,4	22,5	24,1	8,5	124	1,94
№ 2	3,2	363	25,3	28,3	32,1	25,3	26,9	10,2	148	1,76
№ 3	8,9	387	26,4	29,8	34,2	26,1	28,0	11,2	156	1,77
Середньоарифметичні значення										
-	6,1	392	26,3	28,3	27,2	25,3	26,4	10,5	144 ± 20	$1,66 \pm 0,54$

Примітка. ΣA – сумарна питома активність всіх ідентифікованих природних ГАН без урахування ^{40}K ; № 1-№ 3 – ділянки дослідження донних відкладів за течією річок (крок 5-10 км); $\Sigma^{232}\text{Th}$ – сума питомої активності ГАН ряду ^{232}Th ; $\Sigma^{238}\text{U}$ – сума питомої активності ГАН ряду ^{238}U .

Цікавим є те, що порівнюючи радіоекологічний стан ґрунтів [19] і донних відкладів малих річок території НПП «Ужанський» видно, що принциповою відмінністю між ними є відношення $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$, яке для ґрунтів складає $2,26 \pm 0,40$, а для донних відкладів – $1,70 \pm 0,63$. Це може свідчити про більшу активність у міграційних процесах природних ГАН ряду ^{238}U .

Аналізуючи результати дослідження донних відкладень НПП «Синеvir» можна сказати, що радіоекологічний стан донних відкладів малих річок даної території є відносно стабільним у межах однієї річки, як і відношення $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$. В той же час, уваги заслуговує ділянка № 1 р. Слобода, адже вона близька до витоку річки, який формується з о. Синеvir (має акумулюючі властивості), тому радіоекологічні показники донних відкладів у цій точці дослідження

відрізняються від цих показників за течією річки.

Порівнюючи систему «ґрунт – донні відклади» в межах НПП «Синеvir» видно, що коефіцієнти переходу для ^{137}Cs становить 0,45, а для ^{40}K – 1,54. Ці коефіцієнти близькі до даних для НПП «Ужанський» (0,47 для ^{137}Cs і 1,56 для ^{40}K), що очевидно, зумовлено подібністю геоморфологічною структурою даних ділянок досліджень.

Отже, донні відклади малих річок НПП відображають екологічний стан ґрунтів територій басейнів річок і тому проведення радіоекологічного моніторингу донних відкладів малих річок є більш раціональним, ніж ґрунтів цих територій. Крім того, донні відклади малих річок є відносно лабільними природними об'єктами, які добре відображають процеси забруднення довкілля.

Встановлені закономірності можуть бути використані у системі екологічного

нормування, для картографування і паспортизації природно-заповідних територій. Крім того, вони дозволяють прогнозувати поведінку радіонуклідів у довкіллі Закарпатської області з урахування ландшафтного зонування територій.

Висновки

Проведено радіоекологічне та геохімічне дослідження донних відкладень малих річок НПП «Ужанський» і «Синевир» за показниками вмісту ВМ та питомої активності ГАН. Обґрунтовано, що міграція ВМ у системі «грунт → донні відклади» є незначною. Показано, що донні відклади малих річок територій НПП Закарпатської області характеризуються низькою акумулюючою здатністю до ВМ, тому хімічний склад донних відкладів малих річок не відображає хімічний склад ґрунтів гумусового профілю басейнів цих річок. Встановлено, що показовим для ґрунтів є відношення $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$ яке характеризує питомий внесок у природний радіологічний фон ГАН різних рядів. Показано, що донні відклади малих річок природно-заповідних територій мають акумулюючі і нівелюючі властивості щодо ГАН, але при цьому вони відображають екологічний стан територій басейнів річок.

Список використаних джерел

1. Стеценко Д.О., Долін В.В. Важкі метали в ґрунтах радіоактивно забруднених лісових екосистем. *Пошукова та екологічна геохімія*. 2009, (1), 42-47.
2. Жовинский Э.Я., Кураева И.В. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины. К.: *Наук. думка*, 2002. С. 213.
3. Козловський В., Романюк Н., Терек О., Чонка І., Колесник О., Болаші Ш., Бойко Н. Важкі метали у ґрунтах та рослинах заплави ріки Тиса. *Вісник Львівського ун-ту. Серія біологічна*. 2005, 40, 35-50.
4. Мельничук П.А. Мониторинг экологического состояния как условие охраны и возрождения водных ресурсов. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2003, 5, 54-56.
5. Васюков А.Е., Бланк А.Б. Химические аспекты экологической безопасности поверхностных водных объектов. Харьков: «Институт монокристаллов», 2007. С 256.

6. Serpil Aközcan, Aysun Uğur Görgün, Ayhan Yüksel. Seasonal variation of the concentrations of ^{137}Cs in sediment, sea water, and some organisms collected from Izmir Bay and Didim. *Toxicological & Environmental Chemistry*. 2014, 94(2), 183-191.
7. Болсуновский А.Я., Муратова Е.Н., Суковатый А.Г. и др. Радиоекологический мониторинг реки Енисей и цитогенетические характеристики водного растения *Elodea Canadensis*. *Радиационная биология. Радиэкология*. 2007, 47(1), 63-73.
8. Страховенко В.Д., Щербов Б.Л., Маликова И.Н., Восель Ю.С. Закономерности распределения радионуклидов и редкоземельных элементов в донных отложениях озер Сибири. *Геология и геофизика*. 2010, 51(11), 1501-1514.
9. Zare M.R., Mostajaboddavati M., Kamali M., Abdi M.R., Mortazavi M.S. ^{235}U , ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs activity concentrations in marine sediments along the northern coast of Oman Sea using high-resolution gamma-ray spectrometry. *Marine Pollution Bulletin*. 2012, 64(9), 1956-1961.
10. Povinec P.P., Pham M.K., Sanchez-Cabeza J.A. and ether. Reference material for radionuclides in sediment IAEA-384 (Fangataufa Lagoon sediment). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2007, 273(2), 383-393.
11. Коновець І.М., Кіпніс Л.С., Гончарова М.Т., Крот Ю.Г. Токсикологічна оцінка стану донних відкладів ділянки р. Дніпро нижче греблі Київської ГЕС. *Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Сер. біол.* 2009, 1-2 (39), 97-102.
12. Парлаг О.О., Симканич Н.І., Маслюк В.Т. Методологія радіоекологічного моніторингу за донними відкладами рік Закарпаття. *Вісник Львівського університету. Серія Фізика*. 2009, 44, 206-211.
13. Мірошніченко О.П., Васенко О.Г. Роль біологічної складової водних екосистем при формуванні донних відкладів. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2012, 1-2, 51-54.
14. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность: *ГОСТ 17.1.5.01-80*. Введен 01.01.81.
15. Атомно-абсорбционная спектроскопия. Методические рекомендации. Сумы: *АО «Селми»*, 1997. С 36.
16. Сухарев С.М. Комплекси металів з органічними похідними гідразину в спектроскопічних методах аналізу природних і технічних об'єктів. *Автореф. дис. на ... докт. хім. наук. 02.00.02. ФХІ НАНУ, Одеса*, 2012.
17. Сырье и продукты пищевые. Методы определения ртути: *ГОСТ 26927-86*. Введен 25.06.1986.
18. Маслюк В.Т., Сватюк Н.І., Парлаг О.О., Симканич О.І. Радіоекологічні дослідження

намулів рік басейну Тиси: роль просторових та часових факторів. *Матеріали II Міжнародної конференції «Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і рішення»*. Ужгород, 2014, С. 74-75.

19. Симканич О.І., Сухарев С.М., Маслюк В.Т. Фоновий моніторинг важких металів у ґрунтах Національних природних парків «Ужанський» та «Синевир». *Науковий вісник Ужгородського ун-ту. Серія «Хімія»*. 2013, 1(29), 71-77.

20. Потокі І.С. Моніторинг вмісту природних та техногенних радіонуклідів у поверхневих шарах

ґрунту міста Ужгород. *Науковий вісник Ужгородського ун-ту. Серія «Фізика»*. 2011, 30, 181-187.

21. Симканич О.І., Сухарев С.М., Маслюк В.Т., Стець М.Т. Низькофоновий гамма-спектрометричний моніторинг ґрунтів Національного природного парку «Зачарований край». *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія «Хімія»*. 2009, 21, 72-76.

Стаття надійшла до редакції: 26.09.2014.

THE RADIOECOLOGICAL AND GEOCHEMICAL RESEARCH OF SMALL RIVERS GROUND SEDIMENTATIONS OF NATIONAL NATURAL PARKS «UZHANSKIY» AND «SYNEVIR»

Symkanych O.I., Sukharev S.N., Maslyuk V.T.

The radioecological and geochemical research of sediments National natural parks «Synevir» and «Uzhanskiy» on rates of contents of heavy metals and specific activity of gamma-active radionuclides have been carried out. Sediments of small rivers flowing on territory of National natural parks have low storage capacity of heavy metals. Therefore the chemical composition of bottom sediments of small rivers does not reflect the chemical composition of soil humus profile basins of these rivers. Low level of heavy metals migration in the «ground → bottom sediments» system have been proved. The bottom sediments of small rivers protected areas have accumulating and leveling properties for gamma-active nuclides, in the same time they reflect the ecological status of river basin areas.