

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
ДЕРЖАВНИЙ ВИЩИЙ НАВЧАЛЬНИЙ ЗАКЛАД  
«УЖГОРОДСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ»**

На правах рукопису

**СИМКАНИЧ ОЛЕСЯ ІВАНІВНА**

УДК: 504.064:502.4:550.42: 539.166:543.421

**ХІМІЧНИЙ ТА РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ВАЖКИХ  
МЕТАЛІВ І ГАММА-РАДІОНУКЛІДІВ У ОБ'ЄКТАХ ДОВКІЛЛЯ  
ЗАКАРПАТТЯ**

21.06.01 – екологічна безпека

Дисертація на здобуття наукового ступеня  
кандидата хімічних наук

Науковий керівник: д.х.н., доц.  
Сухарев Сергій Миколайович

**Ужгород – 2016**

## ЗМІСТ

	Стор.
<b>ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ</b>	4
<b>ВСТУП</b>	5
<b>РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ</b>	13
1.1. Моніторинг об'єктів довкілля як інструмент екологічної безпеки	14
1.1.1. Закарпаття в контексті фонового моніторингу	17
1.1.2. Критерії фонового моніторингу об'єктів довкілля	20
1.2. Важкі метали як критерії хімічного моніторингу	21
1.2.1. Важкі метали в моніторингу стану ґрунтів і системи «ґрунт-рослина»	22
1.2.2. Важкі метали в моніторингу водних об'єктів	29
1.3. Радіоекологічний моніторинг	32
1.3.1. Радіоекологічний моніторинг стану ґрунтів і рослин	34
1.3.2. Радіоекологічний моніторинг водних об'єктів	38
Висновки до розділу 1	42
<b>РОЗДІЛ 2 ХАРАКТЕРИСТИКА ДОСЛІДЖУВАНИХ ТЕРИТОРІЙ, ПОСТАНОВКА ЕКСПЕРИМЕНТУ ТА ЙОГО АПАРАТУРНЕ ОФОРМЛЕННЯ</b>	43
2.1. Обґрунтування вибору досліджуваних територій та загальна їх характеристика. Відбір проб	43
2.1.1. Коротка характеристика НПП «Синевир». Ділянки відбору проб	44
2.1.2. Коротка характеристика НПП «Ужанський». Ділянки відбору проб	46
2.1.3. Коротка характеристика НПП «Зачарований край». Ділянки відбору проб	48
2.1.4. Відбір та підготовка проб	51
2.2. Методи дослідження, їх апаратурне оформлення, стандартні зразки	52
2.3. Постановка експерименту і параметри визначення показників. Визначення окремих параметрів стану ґрунтів і донних відкладів	56
<b>РОЗДІЛ 3 РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ</b>	64
3.1. Оптимізація параметрів вимірювання ГАН і оцінка валідності методики вимірювання	64
3.2. Радіоекологічний моніторинг у межах НПП «Зачарований край»	72
3.2.1. Радіоекологічний моніторинг ґрунтів НПП «Зачарований край»	73
3.2.2. Радіоекологічний моніторинг донних відкладів малих річок, басейни яких охоплюють територію НПП «Зачарований край»	79
3.3. Радіоекологічний моніторинг у межах НПП «Ужанський»	85

3.4.	Радіоекологічний моніторинг у межах НПП «Синевир»	90
	Висновки до розділу 3	96
<b>РОЗДІЛ 4</b>	<b>ХІМІЧНИЙ МОНІТОРИНГ</b>	98
4.1.	Хімічний моніторинг в межах території НПП «Зачарований край»	98
4.1.1.	Розподіл важких металів у ґрунтових профілях	99
4.1.2.	Вивчення міграції важких металів у системі «ґрунт – рослина»	106
4.1.3.	Визначення вмісту важких металів у донних відкладах малих річок і їх міграція у системі «ґрунт – донні відклади – вода»	110
4.2.	Хімічний моніторинг в межах території НПП «Ужанський»	112
4.3.	Хімічний моніторинг в межах території НПП «Синевир»	117
	Висновки до розділу 4	123
<b>РОЗДІЛ 5</b>	<b>ПРАКТИЧНІ АСПЕКТИ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО ТА ХІМІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ТЕРИТОРІЙ НПП ЗАКАРПАТТЯ</b>	125
5.1.	Національний природний парк «Зачарований край»	125
5.2.	Національний природний парк «Ужанський»	136
5.3.	Національний природний парк «Синевир»	144
	Висновки до розділу 5	150
	<b>ВИСНОВКИ</b>	152
	<b>ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ</b>	155
	<b>ДОДАТКИ</b>	189

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

НПП – Національні природні парки;

ВМ – важкі метали;

ГАН – гамма-активні нукліди;

ААС – атомно-абсорбційна спектроскопія;

ЕТААС – електротермічна атомно-абсорбційна спектроскопія;

ПС – полум'яна спектрофотометрія;

ГДК<sub>г</sub> – граничнодопустима концентрація речовини в орному шарі ґрунту (для сільськогосподарських земель);

ДСЗ – державні стандартні зразки;

рН – актуальна кислотність ґрунтів та/або донних відкладів (рН водної витяжки при співвідношенні 1:5);

ППП – піки повного поглинання;

$\Delta S_l$  – площа каналу  $l$  (число імпульсів у каналі  $l$ );

$\Delta S$  – площа ППП;

ПШПВ – повна ширина ППП на напіввисоті;

$\sigma$  – дисперсія;

$E_{\max}$  – енергія, яка відповідає максимуму ППП;

$E$  – енергія, яка відповідає каналу;

$t_p$  – коефіцієнт Стюдента;

В.В. – валовий вміст;

К.Ф. – вміст кислоторозчинних форм;

МЗ – міграційна здатність металів (співвідношення вмісту кислоторозчинної форми металу до його валового вмісту в ґрунті);

$\lambda$  – довжина хвилі максимуму світлопоглинання;

$\lambda_{\text{рез}}$  – резонансна спектральна аналітична лінія елемента (для ААС);

$S$  – стандартне відхилення;

н.р.м. – над рівнем моря.

## ВСТУП

**Актуальність теми.** Підвищення ефективності екологічного менеджменту можливе шляхом вдосконалення системи моніторингу довкілля, яка є інструментом збору і систематизації інформації про екологічний стан об'єктів навколишнього природного середовища та виявлення джерел антропогенного впливу на компоненти природи. В цьому контексті важливу роль відіграє хімічний і радіоекологічний моніторинг, особливо у межах природно-заповідного фонду, адже він дозволяє урахувати особливості кліматичних, морфологічних і геологічних умов територій при встановленні нормативів стану об'єктів довкілля, проведенні картографування і паспортизації цих територій. Вкрай актуальні такі дослідження для молодих гір, якими є Карпати, тому Закарпатська область заслуговує особливої уваги, адже зональність території області з виділенням гірських, передгірських і низовинних районів вимагає визначення фонових значень вмісту важких металів (ВМ) і питомої активності гамма-активних нуклідів (ГАН) у об'єктах навколишнього природного середовища. Для охоплення всіх ландшафтних зон Закарпатської області, проведення досліджень щодо фонових значень вмісту ВМ і питомої активності ГАН доцільно здійснювати у межах національних природних парків (НПП) Закарпаття, зокрема НПП «Синевир», НПП «Ужанський» і НПП «Зачарований край». Площа цих об'єктів природно-заповідного фонду з урахуванням їх розташування дозволяє екстраполювати одержані дані на прилеглі території, а фонові значення вмісту ВМ і питомої активності ГАН використати як нормативи стану відповідних об'єктів довкілля.

Крім того, географічне розташування Закарпатської області, яка межує з чотирма країнами Євросоюзу, викликає інтерес у проведенні таких досліджень, тому що екологічний стан території Закарпаття в значній мірі визначає екологічний стан територій країн Євросоюзу, адже найбільша притока Дунаю – р. Тиса бере початок на Закарпатті. Цікавим є і зворотній зв'язок, щодо можливості транскордонного переносу забруднювальних речовин на територію Закарпаття, оскільки Карпатські гори є своєрідним бар'єром щодо міграції токсикантів.

Обов'язковими критеріями моніторингу виступають ВМ і лише в окремих випадках, як критерії моніторингу, використовують ГАН, тоді як поєднання цих показників дозволяє одержати більш об'єктивну інформацію про особливості екологічного стану територій, а встановлені закономірності їх розподілу, міграції та акумуляції у об'єктах довкілля (грунтові профілі, донні відклади малих річок, рослини) – проводити прогнозування майбутнього стану досліджуваних і прилеглих територій. В той же час в науковій літературі практично відсутні дані про поєднання ВМ і ГАН як параметрів моніторингу. Тому, на наш погляд, перспективним є дослідження, які направлені на проведення хімічного та радіоекологічного моніторингу важких металів і гамма-активних нуклідів у об'єктах довкілля Закарпатської області.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.** Дисертаційна робота виконана на кафедрі екології та охорони навколишнього середовища хімічного факультету ДВНЗ «Ужгородський національний університет» у відповідності з головною науковою тематикою кафедри: «Розробка теоретичних та практичних методів моніторингу об'єктів технологічних процесів та навколишнього середовища», а також держбюджетними темами ДБ-731П «Розробка та оптимізація методик моніторингу вмісту сполук важких металів в об'єктах навколишнього природного середовища», номер державної реєстрації ДР-0109U000888 (2009-2010 рр.), ДБ-780П «Фоновий моніторинг заповідних територій національних природних парків Західних Карпат», номер державної реєстрації ДР-0111U001658 (2011-2012 рр.).

**Мета дослідження** полягає у встановленні закономірностей фонових значень розподілу вмісту важких металів і питомої активності гамма-активних нуклідів на основі хімічного і радіоекологічного моніторингу в об'єктах довкілля Закарпаття для підвищення ефективності екологічного менеджменту та заходів забезпечення екологічної безпеки.

Для досягнення поставленої мети необхідно було вирішити такі завдання:

- оптимізувати часові параметри вимірювання питомої активності ГАН методом гамма-спектрометрії, підібрати умови визначення ВМ методом атомно-

абсорбційної спектроскопії, визначити валідність методик визначення ГАН і ВМ у об'єктах навколишнього природного середовища;

- встановити закономірності розподілу, міграції та акумуляції природних ГАН ( $^{40}\text{K}$  та нуклідів рядів  $^{232}\text{Th}$  і  $^{238}\text{U}$ ), а також техногенного  $^{137}\text{Cs}$  у досліджуваних об'єктах природно-заповідного фонду (грунтові профілі, донні відклади малих річок), співвідношення часток природних ГАН рядів  $^{232}\text{Th}$  і  $^{238}\text{U}$  у формуванні радіаційного фону на територіях різних ландшафтних зон;

- визначити розподіл ВМ у природних об'єктах (грунтові профілі, системи «грунт  $\rightarrow$  рослина», «грунт  $\rightarrow$  донні відклади малих річок  $\rightarrow$  вода»), обґрунтувати закономірності їх міграції та акумуляції, а також вплив окремих чинників на ці процеси;

- запропонувати нові критерії оцінки стану об'єктів довкілля щодо розподілу ГАН і ВМ, які були б інформативними і дозволяли ефективно проводити моніторинг фонових значень цих параметрів;

- провести узагальнення даних щодо розподілу, міграції та акумуляції ГАН і ВМ у межах об'єктів природно-заповідного фонду Закарпаття, на основі чого запропонувати рекомендації для встановлення нормативів стану об'єктів довкілля та їх використання для оцінки екологічного стану антропогенно навантажених територій, провести паспортизацію ґрунтів і картографування досліджуваних територій, що дозволяє прогнозувати майбутній їх стан.

**Об'єкт дослідження:** процеси розподілу, міграції та акумуляції ГАН і ВМ у об'єктах довкілля Закарпатської області.

**Предмет дослідження:** питома активність ГАН і вміст ВМ у ґрунтових профілях, донних відкладах малих річок і рослинах у межах досліджуваних територій.

**Методи дослідження:** гамма- і бета-спектрометрія, атомно-абсорбційна спектроскопія (полум'яний і електротермічний варіанти, метод «холодної пари»), полум'яна спектрофотометрія, спектрофотометрія, потенціометрія, титриметрія, картографування, кластерний і факторний аналізи.

**Наукова новизна одержаних результатів.** Вперше запропоновано комплексний підхід, який полягає у поєднанні хімічних (вміст ВМ) і радіоекологічних (питома активність ГАН) параметрів моніторингу, що дозволило визначити їх фонові значення, які застосовані у системі екологічного менеджменту.

Встановлено закономірності розподілу, міграції і акумуляції ВМ і ГАН у ґрунтових профілях і донних відкладах річок, басейни яких охоплюють природно-заповідні території Закарпаття, з урахуванням ландшафтного зонування області. Встановлено процеси вираженої міграції ВМ і техногенного  $^{137}\text{Cs}$  при переході від гірського до передгірського і низовинного ландшафту, тоді як розподіл природних ГАН носить зворотній характер. Пояснено ймовірну причину цих явищ. З'ясовано особливості міграції ГАН і ВМ у системі «ґрунт – донні відклади малих річок – вода» та «ґрунт – рослина», розраховані відповідні міграційні коефіцієнти. В межах пралісів, переважно букових, такі дослідження проведені вперше.

Запропонований новий підхід до оцінки валідності методики визначення питомої активності ГАН у об'єктах довкілля методом гамма-спектрометрії, як на основі порівняння даних з результатами бета-спектрометричних досліджень, так і на основі визначення питомої активності  $^{40}\text{K}$  у гумусовому ґрунтовому профілі, з перерахунком на валовий вміст калію, який паралельно визначали методами полум'яної спектрофотометрії та атомно-абсорбційної спектроскопії (полум'яний варіант).

Вперше обґрунтовано можливість використання питомої активності окремих ГАН (радіоактивних міток рядів  $^{238}\text{U}$  і  $^{232}\text{Th}$ ) у гумусовому ґрунтовому горизонті як критерію ідентифікації ґрунтів окремих ділянок. Крім того, для територій різних ландшафтних зон запропоновано, як критерій ідентифікації ґрунтів, використовувати відношення сумарної активності природних ГАН ряду  $^{232}\text{Th}$  ( $\Sigma ^{232}\text{Th}$ ) до сумарної активності природних ГАН ряду  $^{238}\text{U}$  ( $\Sigma ^{238}\text{U}$ ).



Запропоновано використовувати, як критерій екологічного стану ґрунтів, міграційну здатність ВМ, яка може бути оцінена за відношенням вмісту кислоторозчинних форм ВМ до їх валового вмісту в гумусовому профілі.

**Практична цінність одержаних результатів.** Результати фонових значень вмісту ВМ і питомої активності ГАН у природно-заповідних об'єктах Закарпатської області використані органами державної виконавчої влади, які здійснюють свої повноваження в сфері екологічного менеджменту як рекомендації при встановленні нормативів стану об'єктів довкілля, проведенні паспортизації ґрунтів і картографуванні заповідних територій.

Дані картографування досліджуваних природно-заповідних об'єктів і прилеглих територій дозволили виявити тенденції щодо міграції та акумуляції ГАН і ВМ у об'єктах довкілля, що дозволяє проводити моделювання цих процесів і прогнозувати майбутній стан територій за даними критеріями. Встановлений розподіл ГАН і ВМ у ґрунтових профілях, донних відкладах малих річок і рослинності природно-заповідних територій Закарпатської області, в т.ч. у межах пралісів, дозволяє, за необхідності, впроваджувати заходи і засоби мінімізації негативного впливу ГАН і ВМ на довкілля і людину.

На основі фонових значень вмісту ВМ і питомої активності ГАН запропоновані нормативи стану об'єктів довкілля для оцінки стану антропогенно навантажених територій, що показало їх ефективність для можливого проведення екологічної експертизи чи аудиту.

Запропоновані критерії екологічної оцінки стану ґрунтів на основі міграційної здатності ВМ, а також критерії ідентифікації ґрунтів окремих ділянок певної території, на основі питомої активності радіоактивних міток і відношення  $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$ , дозволяють більш ефективно проводити оцінку екологічного стану територій та впроваджувати заходи, які направлені на забезпечення екологічної безпеки.

Оптимізовані часові параметри вимірювання ГАН методом гамма-спектрометрії стали основою розробки нової методики їх визначення, валідність якої підтверджена альтернативними методами аналізу.

Результати дослідження впроваджені у Державному управлінні охорони навколишнього природного середовища в Закарпатській області (Лист № 136/01 від 25.01.12 р.), Басейновому управлінні водних ресурсів р. Тиса (Лист 01-09/04/1 від 03.01.2012 р.), Державному управлінні водних ресурсів і меліорації у Закарпатській області (акт про впровадження науково-дослідної роботи б/н від 20.10.2010 р.), а також у навчальному процесі на хімічному факультеті ДВНЗ «Ужгородський національний університет» (довідки).

**Особистий внесок здобувача.** Пошук, систематизація і аналіз літературних даних, основний обсяг експериментальної роботи, обробка та попередній аналіз результатів виконані здобувачем особисто. Вибір тематики, постановка мети та завдань дослідження, обговорення та узагальнення одержаних результатів, написання наукових статей проведено спільно із науковим керівником д.х.н., доц., проф. кафедри екології та охорони навколишнього середовища Сухаревим С.М.

Радіаційні дослідження проводились у відділі фотоядерних процесів Інституту електронної фізики НАН України спільно з д.ф.-м.н., проф. Маслюком В.Т., к.ф.-м.н., с.н.с. Парлагом О.О., науковим співробітником Стець М.В. Обговорення результатів таких досліджень здійснювались спільно із науковим керівником та фахівцями даного відділу.

Визначення вмісту важких металів проводили у випробувальній лабораторії ДП «Закарпатський центр стандартизації, метрології та сертифікації» за участю працівників даної лабораторії.

Обговорення та узагальнення окремих результатів дослідження, а також підготовка матеріалів публікацій проведено спільно з к.х.н., доц. Сухаревою О.Ю. та інж. Сватюк Н.І.

**Апробація результатів дисертації.** Результати роботи представлені та обговорені на наукових конференціях різних рівнів, зокрема, Міжнародній науковій конференції аспірантів та молодих учених «Фундаментальні та прикладні дослідження в біології» (Донецьк, 2009), Міжнародній конференції молодих вчених і аспірантів «ІЕФ-2009» і «ІЕФ-2015» (Ужгород, 2009, 2015),

Міжнародній конференції «Фізичні методи в екології, біології та медицині» (Ужгород-Ворохта, 2009, Львів-Шацьк, 2010, 2011), International symposium on in situ nuclear metrology as a tool for radioecology (Dubna, 2010), Міжнародній науково-практичній конференції «Карпатська конференція з проблем охорони довкілля» (СЕС-2011) (Мукачєво-Ужгород, 2011), Сесії наукової ради НАН України з проблем аналітичної хімії (Гурзуф, 2012), IV науково-практичній конференції «Електроніка та інформаційні технології» (Львів-Чинадієво, 2012), I Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування» (Івано-Франківськ, 2012 р), Конференциях по физике высоких энергий, ядерной физике и ускорителям (Харьков, 2012, 2013), 6<sup>TH</sup> International symposium on in situ nuclear metrology as a tool for radioecology (Brussels, Belgium, 2012), VII Hungarian radon forum and radon in environment satellite workshop (Veszprém-Hungary, 2013), IX Всеукраїнській конференції з аналітичної хімії (Донецьк, 2013), IV і V Всеукраїнському з'їзді екологів з Міжнародною участю (Вінниця, 2013, 2015), II Міжнародній конференції «Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і рішення» (Ужгород, 2014), Міжнародній конференції «Київська конференція з аналітичної хімії: сучасні тенденції» (Київ, 2014, 2015), Міжнародній науково-практичній конференції «Проблеми гідробудівництва та експлуатації гідротехнічних об'єктів на малих річках в умовах Карпатського Євросереєону» (Ужгород, 2014), International scientific conference «New trends in the ecological and biological research» (Prešov, Slovak Republic, 2015), 2<sup>nd</sup> International Conference «Radon in the Environment» (Krakow, Poland, 2015), Всеукраїнської науково-практичної інтернет конференції «Хімія, екологія та освіта» (Полтава, 2015), Першій Міжнародній науково-практичній конференції «Природа Волині й Поділля: дослідження та охорона» (Броди, 2015) та щорічних наукових конференціях професорсько-викладацького складу хімічного факультету ДНУЗ «Ужгородський національний університет» (2011-20015 pp.).

**Публікації.** За матеріалами дисертаційного дослідження опубліковано 13 наукових статей (в т.ч. 9 у фахових виданнях) та 26 друкованих матеріалів наукових конференцій різних рівнів.

**Структура і обсяг роботи.** Дисертація складається із вступу, п'яти розділів, висновків, списку використаних джерел і додатків (дані про впровадження результатів роботи). Загальний обсяг дисертації становить 194 сторінки, вона містить 50 рисунків, 42 таблиці, список використаних джерел налічує 292 найменування.

## РОЗДІЛ 1

### ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

Ефективність екологічного менеджменту у значній мірі залежить від раціоналізації системи екологічного нормування та моніторингу. Система нормування стосується як якості об'єктів довкілля, так і антропогенного навантаження на них і, при цьому, встановлення нормативів якості (стану) для окремих об'єктів навколишнього природного середовища потребує тривалих і системних досліджень. Це зумовлено, перш за все, необхідністю урахування геологічних, геоморфологічних, кліматичних та інших особливостей територій. Тут важливу роль відіграє фоновий моніторинг, який проводиться на природно-заповідних територіях і є одним із важливих інструментів екологічного менеджменту [1].

В цьому контексті Закарпатська область заслуговує на особливу увагу, оскільки характеризується різними геоморфологічними умовами територій з гірським, передгірським та низовинним ландшафтом. В межах області природно-заповідний фонд становить біля 13,4% її території, але при цьому, крім територій Карпатського біосферного заповідника, більшість таких об'єктів є практично недослідженими. Тому проведення хімічного і радіоекологічного моніторингу вмісту ВМ і питомої активності ГАН у об'єктах довкілля Закарпатської області є актуальним.

Часто поняття моніторингу ототожнюється лише із забрудненням об'єктів довкілля, проте завдання моніторингу є значно ширшими. Тому, на наш погляд, доцільно розглянути види і рівні моніторингу об'єктів довкілля, обґрунтувати завдання і критерії його проведення, а також окреслити напрямки використання його результатів.

## 1.1. Моніторинг об'єктів довкілля як інструмент екологічної безпеки

Як вже зазначалось, моніторинг довкілля є інструментом збору і систематизації інформації про екологічний стан об'єктів навколишнього середовища та виявлення джерел антропогенного впливу на компоненти природи [2]. Загальний термін *моніторинг* є складним і багатогранним поняттям і, згідно міжнародного стандарту СТ ІСО 4225-80 [3], моніторинг – це багаторазове вимірювання для спостереження за змінами будь-якого параметра в певному інтервалі часу, система довготривалих спостережень, оцінювання, контролювання і прогнозування стану і зміни об'єктів. По відношенню до навколишнього природного середовища, поняття моніторингу набуває конкретних завдань і згідно [4] моніторинг об'єктів довкілля – це система спостереження і контролю за природними, природно-антропогенними комплексами, процесами, що відбуваються у них, навколишнім середовищем загалом з метою раціонального використання природних ресурсів і охорони довкілля, прогнозування масштабів неминучих змін. Держава залишає за собою право управління і регулювання в сфері моніторингу об'єктів довкілля [5, 6], хоча системи національного моніторингу потребують розвитку і вдосконалення, в тому числі і в Україні [7].

Моніторинг об'єктів довкілля в Україні здійснюється багатьма установами, причому в залежності від площі охопленої території виділяють локальний (санітарно-екологічний, біоекологічний), регіональний (геоекологічний, екосистемний, природно-господарський) і глобальний (біосферний) його рівні. В залежності від рівня моніторингу його мета, методологічні та методичні підходи, а також практика реалізації суттєво відрізняються, причому на локальному і регіональному рівнях завдання моніторингу об'єктів довкілля визначені більш чітко [8, 9]. Реалізація моніторингу об'єктів довкілля на регіональному рівні враховує різні аспекти, причому передбачається, що результати моніторингу мають конкретне практичне значення [10-13].

В цілому, організація моніторингових досліджень в Україні базується на наступних принципах:

- об'єктивність та достовірність;
- системність та багаторівневність;
- комплексність оцінки екологічної інформації та її відкритість для загалу;
- узгодженість нормативного і методичного, а також технічного і програмного забезпечення;
- оперативність щодо проходження інформації між окремими ланками системи моніторингу та інформування органів центральної виконавчої влади.

З огляду на зазначені принципи, організація моніторингових досліджень є справою складною, але саме ефективна система моніторингу об'єктів довкілля дозволяє вирішувати різноманітні завдання екологічного менеджменту та забезпечення екологічної безпеки. Результати моніторингових досліджень є основою прийняття рішень у системі екологічного менеджменту [14], широко використовуються для створення бази даних екологічної інформації, встановлення нормативів стану об'єктів довкілля, паспортизації та картографування територій, тощо. Тому роль моніторингу об'єктів довкілля важко переоцінити, але практичне значення його результатів в значній мірі залежить від раціонального вибору об'єктів і критеріїв дослідження, достовірності одержаних результатів та інших факторів, які свідчать про необхідність наукового підходу до проведення моніторингу довкілля.

Види моніторингу класифікують як за об'єктами моніторингу, так і за кінцевою метою моніторингових досліджень, причому завдання різних видів моніторингу суттєво різняться [4, 15]. У табл. 1.1 представлені окремі завдання видів моніторингу в залежності від кінцевої мети таких досліджень.

Дані табл. 1.1 вказують на те, що об'єкти дослідження і завдання моніторингу суттєво відрізняються в залежності від виду моніторингу, а відтак різняться і кількість контрольованих параметрів, а також вимоги до методів їх визначення. Особливої уваги заслуговує фоновий моніторинг [16], адже саме результати фонового моніторингу є базою для встановлення нормативів стану

об'єктів навколишнього природного середовища, що дозволяє врахувати особливості геології та геохімії досліджуваних територій, впливу кліматичних та інших умов на формування природного фону.

Таблиця 1.1

Завдання видів моніторингу довкілля в залежності від кінцевої мети

Вид моніторингу	Об'єкт дослідження	Завдання моніторингу
Імпактний (кризовий)	Джерела антропогенного впливу після аварії, території, які зазнають домінуючого антропогенного впливу, тощо	- оцінка впливу домінуючих антропогенних джерел на довкілля; - встановлення тенденцій щодо стану джерел антропогенного впливу, тощо
Фоновий	Природно-заповідні території, переважно біосферні заповідники, а також унікальні природні об'єкти і комплекси	- фіксація і встановлення показників, які характеризують природний фон; - глобальні та регіональні зміни природного фону у процесі розвитку біосфери; - спостереження за змінами функціональних і структурних характеристик еталонних (незайманих) екосистем; - вивчення відгуку біоти на антропогенний вплив на рівні фонового, тощо
Загально-екологічний	Інші природні, природно-антропогенні та антропогенні території	- виявлення змін в екосистемах; - виявлення джерел негативного впливу на довкілля, тощо

Організація екологічного моніторингу на фоновому рівні є найбільш складним завданням моніторингових досліджень [17], що зумовлено кількома чинниками. По-перше, необхідна наявність достатніх за площею природно-заповідних об'єктів, які зазнали і зазнають мінімального антропогенного впливу. Таким вимогам відповідають біосферні заповідники, територія яких віддалена від джерел антропогенного впливу, а також окремі природні заповідники і національні природні парки (НПП). По-друге, раціональний вибір критеріїв



фонового моніторингу, який враховував би як значимість цих параметрів для біоти, так і поширеність окремих речовин у природі, їх міграцію у довкіллі та наявність потенційних джерел антропогенного їх надходження. По-третє, проведення фонового моніторингу ставить високі вимоги до методів контролю параметрів стану об'єктів довкілля. Тому загальній методології проведення моніторингових досліджень присвячено ряд робіт [18-20].

В цілому, проведення моніторингових досліджень, пошук шляхів оптимізації його критеріїв та вибору об'єктів дослідження є актуальними завданнями екологічної безпеки і, при цьому, особливу увагу слід приділяти фоновому моніторингу об'єктів довкілля.

### **1.1.1. Закарпаття в контексті фонового моніторингу**

Проведення фонового моніторингу об'єктів довкілля є вкрай актуальним для Закарпатської області, що зумовлено наступними обставинами:

- достатня площа об'єктів природно-заповідного фонду, причому частина цих об'єктів є транскордонною;
- наявність у межах територій природно-заповідного фонду букових і смереково-букових пралісів, які можна розглядати як еталонні природні лісові екосистеми;
- значний перепад висот (до 2000 м) у межах області, що зумовлює територіальну диференціацію за геологічними, геохімічними та кліматичними умовами середовища.

Крім того, Закарпатська область позиціонує себе як туристично-рекреаційний регіон [21], що вимагає підтвердження цього статусу через результати моніторингових досліджень стану об'єктів довкілля.

Згідно [22, 23], загальна площа природно-заповідного фонду становить 13,4% від площі області, причому найбільш значимими об'єктами є Карпатський біосферний заповідник, Ужанський національний природний парк, який є складовою трилатерального біосферного резервату «Східні Карпати» (Польща-



моніторингових досліджень у межах пралісів представляє інтерес для науковців різних напрямків [29-31], адже це дозволяє об'єктивно визначати природний фон регіону і врахувати його при оцінці екологічного стану інших територій.

Програму фонових моніторингу умовно можна поділити на біотичну та абіотичну (геохімічну) складові. У межах Закарпатської області вивчення біотичної складової при проведенні фонових моніторингу є домінуючим, тоді як дані з вивчення геохімічної складової є поодинокі. Важливим аспектом фонових моніторингу є вибір речовин, які доцільно включати у програму геохімічних вимірювань і, як вже зазначалось нами раніше, при цьому слід враховувати кілька головних факторів:

- поширеність речовин у природі, їх стійкість і мобільність у навколишньому природному середовищі;
- значимість речовин для біоти та геофізичних систем;
- геохімічна рівновага моніторингових речовин.

З огляду на це, можна виділити кілька головних груп речовин, які обираються як обов'язкові критерії фонових моніторингу, але в залежності від середовища (повітря, атмосферні опади, ґрунти, поверхневі та підземні води, біота), перелік цих речовин суттєво відрізняється. За виключенням повітря та атмосферних опадів, до переліку обов'язкових речовин, які включають у програми фонових моніторингу, відносять важкі метали (ВМ), радіонукліди, хлорорганічні сполуки, біогенні елементи, тощо.

По відношенню до території Закарпаття в літературі є поодинокі дані щодо геохімічної складової фонових моніторингу, зокрема про вміст ВМ та гамма-активних радіонуклідів у водах річок і підземних вод [22,23,32,33], заплавних ґрунтах р. Тиси, ґрунтах і окремих рослинах [34-38], але при цьому відсутні будь-які комплексні дослідження, які дозволили б оцінити природний фон. Крім того, дані хімічного фонових моніторингу є фрагментарними, що підкреслює актуальність проведення даного наукового дослідження.

### 1.1.2. Критерії фонового моніторингу об'єктів довкілля

В п. 1.1.1 зазначено вимоги щодо критеріїв фонового моніторингу, але у більшості випадків фоновий хімічний моніторинг проводять за окремими показниками, серед яких найбільш часто використовують або ВМ або радіонукліди [39-46]. Ці критерії є актуальними і при проведенні фонового моніторингу в Закарпатській області, адже в межах регіону практично відсутні джерела хлорорганічних речовин, а за даними [22, 23] загальний вміст біогенних елементів у воді річок є відносно невисоким, що може свідчити про відносну стабільність цих показників у ґрунтах, донних відкладах, тощо.

У зв'язку з тим, що оцінка фонового стану природного середовища потребує довготривалих системних досліджень, а результати можуть бути використані у системі екологічного нормування, найбільш раціонально проводити фоновий моніторинг ґрунтових горизонтів, донних відкладів і рослин. Ці об'єкти є відносно інертними, їх стан відображає загальний екологічний стан досліджуваних територій і при цьому можуть бути враховані поширеність, стійкість і мобільність окремих речовин у довкіллі.

Таким чином, основними критеріями хімічного та радіоекологічного фонового моніторингу об'єктів довкілля є ВМ і радіонукліди. Це зумовлено наступними обставинами:

- сполуки ВМ містяться у складі мінералів, вони є поширеними і, внаслідок дії природних і антропогенних факторів, вони можуть переходити у рухомі форми та мігрувати у об'єктах довкілля [47];
- ВМ володіють високою токсичністю до біоти, достатньою рухливістю у об'єктах довкілля і мають виражену біокумуляцію [48-50];
- виділяють значну кількість джерел антропогенного забруднення об'єктів довкілля сполуками ВМ, тому контроль їх вмісту є завжди актуальним [51-55];
- природні радіонукліди входять до складу мінералів, формують природний радіаційний фон, але при цьому здатні до міграції у об'єктах довкілля [56];

- потрапляння у об'єкти довкілля техногенних радіонуклідів зумовлює їх міграцію і накопичення у трофічних ланцюгах, що являє небезпеку для біоти [57-60];
- будь-яка зміна радіаційної обстановки, яка може бути причиною внутрішнього або зовнішнього опромінення біоти, в т.ч. людини, заслуговує на особливу увагу, адже межа порогової дії радіації по відношенню до людини потребує перегляду у бік її пониження [61].

В літературі є достатньо даних про розподіл і міграцію ВМ у межах окремих територій, зокрема ґрунтах [62-66], системі «ґрунт-рослина» [67-74], донних відкладах, водах [75-83] і водних організмах [84-105], але у кожному випадку виникає необхідність дослідження конкретних об'єктів довкілля. Такі дані не можуть бути узагальнені в цілому, незважаючи на окремі спроби їх здійснити [106]. Відомі також дані про розподіл і міграцію природних та техногенних радіонуклідів в межах певних територій, в т.ч. у ґрунтах [107-121], рослинах та екосистемах в цілому [122-130], воді і донних відкладах [131-140] та інших об'єктах довкілля, але потребуються систематичні радіоекологічні моніторингові дослідження, які б враховували природні геологічні та геохімічні аномалії поширення радіонуклідів. Лише в окремих випадках використовують поєднання таких критеріїв моніторингу як ВМ і радіонукліди [141-145], що дозволяє більш повно охарактеризувати стан досліджуваних об'єктів. Всі ці аспекти є актуальними для проведення фонових моніторингу у межах Закарпатської області, адже, як зазначалось у п. 1.1.1, Закарпатська область може бути диференційована за геологічними, геохімічними та кліматичними умовами, тому можна очікувати ряд аномалій щодо поширення, розподілу і міграції ВМ та радіонуклідів. Вирішенню цієї проблеми і присвячена дана наукова робота.

## **1.2. Важкі метали як критерії хімічного моніторингу**

Як уже зазначалось нами раніше, важкі метали володіють високою токсичністю для біоти [48, 49], рухливістю у довкіллі та здатністю до біокумуляції [50]. Тому як критерії моніторингу стану об'єктів довкілля ВМ

завжди розглядаються і передбачені більшістю програм моніторингу. При цьому токсичність ВМ для біоти визначається не їх валовим вмістом, а вмістом рухомих (розчинних) форм металів, що зумовлює дослідження по визначенню форм перебування металів у водних об'єктах [40, 54, 86-87, 91], природних вода [146-148], донних відкладах [78] в т.ч. від їх дисперсності та глибини залягання [81-83, 149-153], ґрунтах і ґрунтових горизонтах [154-166], тощо.

Встановлені фактори, які визначають співвідношення форм перебування ВМ у об'єктах довкілля, серед яких важливе значення мають кислотність середовища, наявність органічних комплексоутворюючих лігандів (гумінові та фульво-кислоти), гранулометричний склад ґрунтів і донних відкладів, тощо. Детально ці аспекти будуть розглянуті нами далі. Важливим аспектом моніторингу об'єктів довкілля, у т.ч. фонового, є як біоіндикація стану довкілля на вміст ВМ, що в цілому дозволяє урахувати вплив цих інгредієнтів (як правило рухомих форм) на біоту [72, 147, 163, 167, 168], так і оцінка стану довкілля за вмістом ВМ [168] з урахуванням форм їх перебування.

В цілому, організація моніторингу об'єктів довкілля передбачає використання як критеріїв стану об'єктів навколишнього природного середовища показників вмісту ВМ та співвідношення їх форм, що використано нами при проведенні даного наукового дослідження.

### **1.2.1. Важкі метали в моніторингу стану ґрунтів і системи «ґрунт-рослина»**

Нами вже зазначалось, що ВМ є обов'язковим критерієм моніторингу стану довкілля, причому при моніторингу ґрунтів важливу роль відіграє форма їх знаходження. По відношенню до моніторингу ґрунтів можна виділити кілька головних аспектів щодо ВМ:

- здатність до міграції, зокрема валовий вміст ВМ і вміст їх кислоторозчинних (рухомих) форм;
- розподіл і акумуляція ВМ у межах ґрунтових горизонтів;
- міграція ВМ у системі «ґрунт-рослина».

Отже, при оцінці екологічного стану ґрунтів визначальну роль відіграє вміст рухомих (кислоторозчинних) форм ВМ, адже саме цей критерій характеризує міграцію цих інгредієнтів. Так, згідно даних [34, 42, 158, 164, 166], важливу роль на вміст рухомих форм ВМ у ґрунтах відіграють такі фактори, як вміст гумусу, тип ґрунту та рН водної витяжки ґрунту. У табл. 1.2 представлено окремі дані щодо зміни вмісту ВМ у поверхневому шарі ґрунтів (0-10 см) за різних умов середовища, а у табл. 1.3 – співвідношення між валовим вмістом ВМ та вмістом їх рухомих (кислоторозчинних) форм у ґрунтах м. Бурштин і м. Дніпродзержинськ, в залежності від типу діяльності людини.

Дані табл. 1.2 показують, що прямої залежності між вмістом ВМ у ґрунтах і характеристикою цих ґрунтів (підтип, актуальна кислотність, вміст гумусу) немає, тому потребуються детальні дослідження у кожному конкретному випадку. Дані табл. 1.3 показують, що відношення між валовим вмістом ВМ і вмістом їх кислоторозчинних форм змінюється у широких межах і визначається різними факторами, що підкреслює необхідність досліджень в цьому напрямку.

Таблиця 1.2

Зміна концентрації важких металів у поверхневому шарі ґрунтів за різних умов середовища (Угорщина)

Тип ґрунту, глибина шару	рН (водної витяжки)	Вміст гумусу (C <sub>орг</sub> ), %	Усереднений вміст ВМ, мг/кг				Літ-ра
			Cu	Zn	Pb	Cd	
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<i>м. Домбрат, підтип алювіальних дернових шаруватих примітивних, 0-9 см</i>	8,19	0,83	46,0	264,1	36,8	1,33	[34]
<i>м. Домбрат, підтип алювіальних дернових шаруватих, 0-5 см</i>	8,05	2,15	60,0	243,5	45,8	1,27	[34]
<i>м. Вашарошнамень, підтип алювіальних лучних шаруватих примітивних, 0-5 см</i>	8,17	0,93	33,0	168,1	29,0	0,80	[34]

Продовження таблиці 1.2

1	2	3	4	5	6	7	8
<i>м. Мілота,</i> підтип алювіальних дернових шаруватих примітивних, 0-5 см	8,04	1,15	34,0	102,9	24,5	0,40	[34]
<i>м. Мілота,</i> підтип алювіальних дернових шару- ватих, 0-5 см	8,25	0,70	26,8	89,2	19,4	0,33	[34]
<i>м. Ченгер,</i> підтип алювіальних дернових шару- ватих, 0-15 см	7,92	0,71	37,0	267,5	58,1	1,23	[34]

Таблиця 1.3

Співвідношення між валовим вмістом важких металів та вмістом їх кислоторозчинних форм в ґрунтах окремих міст України

Місто, ділянка дослідження	Усереднений вміст ВМ (валовий вміст / рухома форма), ( $\bar{X} \pm \Delta X$ ) мг/кг				Літ- ра
	Cu	Zn	Pb	Cd	
м. Дніпродзержинськ, урболандшафт (Захід)	27,1±1,3 / 0,77±0,14	182±9 / 11,2±0,5	16,5±0,7 / 0,22±0,01	4,75±0,21 / 0,88±0,04	[158]
м. Дніпродзержинськ, урболандшафт (Центр)	27,9±1,3 / 0,60±0,03	148±7 / 10,0±0,4	38,4±1,9 / 0,57±0,03	5,32±0,27 / 1,30±0,06	[158]
м. Дніпродзержинськ, урболандшафт (Схід)	38,3±1,7 / 0,61±0,03	174±8 / 9,2±0,4	24,3±1,1 / 0,30±0,02	3,93±0,16 / 0,76±0,04	[158]
м. Дніпродзержинськ, урболандшафт (Лівий берег)	17,3±0,7 / 0,49±0,02	37,0±1,5 / 5,9±0,3	12,3±0,5 / 0,17±0,01	1,03±0,04 / 0,22±0,01	[158]
м. Бурштин, парк	10,4 / 0,11	40,8 / 2,46	11,7 / 2,89	2,86 / 0,09	[164]
м. Бурштин, рілля	6,64 / 0,82	11,03 / 2,08	18,15 / 7,35	4,14 / 0,11	[164]
Кларк за Виноградовим А.П.	20,0	50,0	10,0	0,5	[164]
Фоновий вміст (валовий показник)	17,0	60,0	-	-	[169]

Значна і неоднозначна різниця валового вмісту ВМ та вмісту їх кислоторозчинних форм у ґрунтах м. Бурштин у межах територій із незначним антропогенним навантаженням (парк) та у межах ріллі (див. табл. 1.3) свідчать, що на міграційні процеси ВМ у ґрунтах впливають різні фактори. У межах



заповідних територій Закарпатської області такі дослідження практично не проводились, тому актуальність фонових моніторингу в межах НПП Закарпаття не викликає сумніву.

Дослідження ґрунтових горизонтів дозволяє одержати інформацію як про реальний екологічний стан досліджуваних територій, так і про довготривалі геохімічні процеси, які мають місце. Так, дослідження гумусового ґрунтового горизонту (0-20 см) на вміст ВМ, який формується, переважно, під впливом зовнішніх чинників, відображає реальний екологічний стан довкілля і прилеглих територій. Це важливо з позицій екологічної безпеки, проте дослідження глибинних ґрунтових горизонтів, зокрема елювіального (20-50 см) і карбонатного бар'єру (> 50 см), дозволяє одержати інформацію про довготривалі природні (геохімічні) та антропогенні процеси. Така інформація необхідна для прогнозування можливих змін у стані ґрунтів, а також урахування можливих геохімічних аномалій у системі екологічного нормування. Такі роботи в літературі є поодинокі [169], часто стосуються вивчення міграції забруднюючих речовин за ґрунтовими профілями на техногенно-забруднених територіях [165, 166], а в системі фонових моніторингу такий підхід застосовується рідко. Так, згідно даних [169] у табл. 1.4 представлено дані щодо вмісту окремих мікроелементів у ґрунтах і ґрунтоутворюючих породах, а на рис. 1.2 – дані розподілу цих мікроелементів за ґрунтовими профілями.

Таблиця 1.4

Вміст окремих мікроелементів у ґрунтах ґрунтоутворюючих породах Карпат [169]

Тип ґрунту; (кількість досліджених зразків ґрунтів)	Валовий вміст мікроелементів, мг/кг середній вміст / межі коливань			
	Cu	Zn	Pb	Cr
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
<b>Ґрунти Передгір'я</b>				
Дернові (20)	$\frac{38}{15-76}$	$\frac{100}{60-145}$	$\frac{67}{32-168}$	$\frac{86}{41-136}$
Лучні та лучно-буроземні на піщаниках (9)	$\frac{31}{15-76}$	$\frac{124}{80-237}$	$\frac{61}{23-141}$	$\frac{89}{31-153}$
Дернові опідзолені (11)	$\frac{21}{7-50}$	$\frac{108}{71-175}$	$\frac{52}{31-137}$	$\frac{100}{30-282}$

Продовження таблиці 1.4

1	2	3	4	5
Дерново-буроземні підзолисті на елювії сланців (4)	$\frac{20}{17-24}$	$\frac{76}{53-98}$	$\frac{71}{39-107}$	$\frac{78}{66-126}$
Буроземно-підзолисті на елювіальних відкладах (5)	$\frac{11}{5-18}$	$\frac{55}{45-64}$	$\frac{55}{33-63}$	$\frac{60}{47-68}$
Бурі лісові (10)	$\frac{18}{10-23}$	$\frac{72}{58-91}$	$\frac{59}{50-82}$	$\frac{78}{60-100}$
Дерново-підзолисті суглинкові і їх види на делювіальних суглинках (9-10)	$\frac{30}{20-40}$	$\frac{71}{70-80}$	-	$\frac{120}{90-150}$
Буроземно-підзолисті та їх оглеєні види (10)	$\frac{19}{10-30}$	$\frac{70}{50-80}$	-	$\frac{109}{73-150}$
<b>Ґрунти Гірських Карпат</b>				
Бурі гірсько-лісові щебенюваті в комплексі з оглеєними видами на елювії-делювії щільних порід (10)	$\frac{23}{20-40}$	$\frac{58}{45-60}$	-	$\frac{134}{100-160}$
Дерново-буроземні і гірські лучні (7-8)	$\frac{27}{20-38}$	$\frac{61}{50-70}$	$\frac{89-208}{89-208}$	$\frac{147}{120-160}$
<b>Ґрунтоутворюючі породи Закарпаття</b>				
Алювіальні відкладення піщані:	12	53	16	30
Супіщані	15	74	37	55
Суглинкові	28	127	39	82
Глинисті	51	120	41	83
Алювіально-делювіальні відкладення суглинкові:	26	76	52	90
Глинисті	51	116	49	130
Давні строкато- та червонокольорові кори вивітрювання суглинкові	13	58	38	89
<b>Ґрунтоутворюючі породи Карпат</b>				
Елювій фліша	26	65	44	71
Елювій-делювій фліша	42	59	98	81
Давні строкато- та червонокольорові кори вивітрювання суглинкові	31	94	52	107

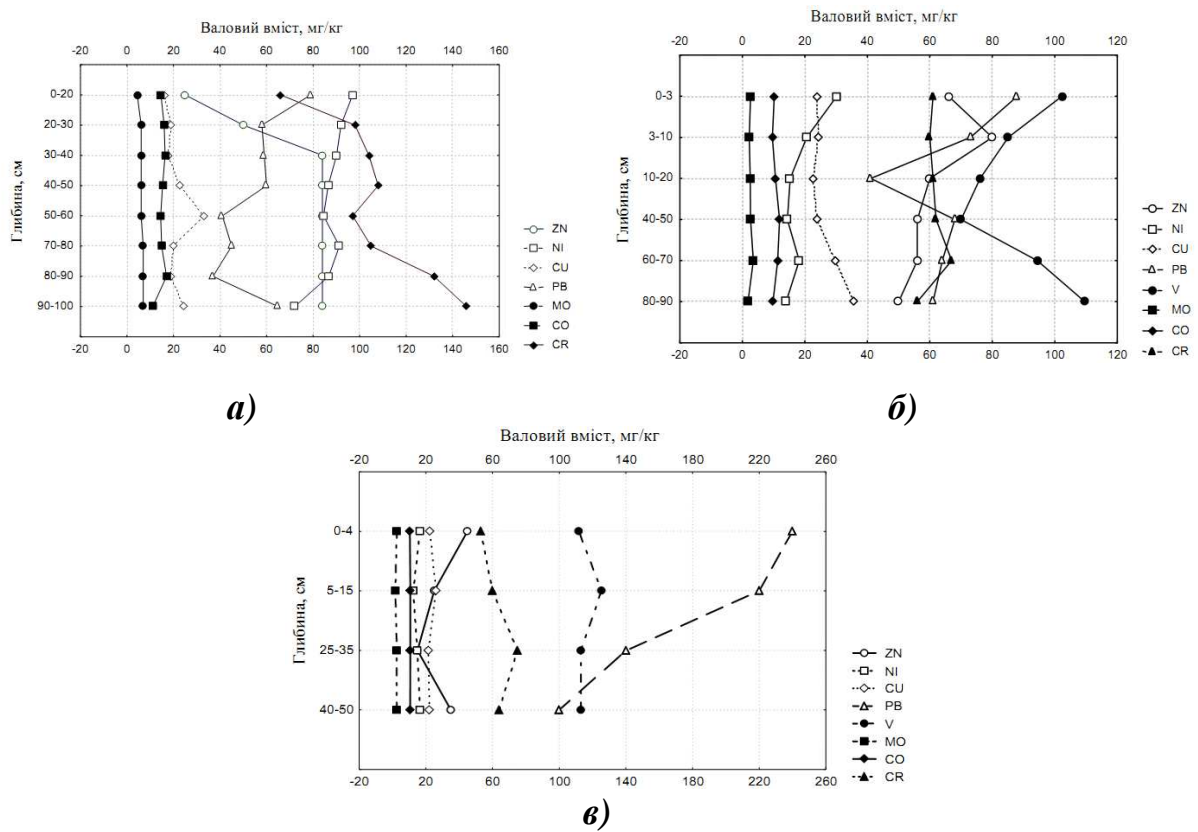


Рис. 1.2. Розподіл мікроелементів за ґрунтовим профілем [169]: **а** – бурий лісовий важкосуглинковий ґрунт; **б** – бурий лісовий супіщаний ґрунт; **в** – гірсько-лучний легкосуглинковий ґрунт.

Дані табл. 1.4 показують, що вміст ВМ у ґрунтах Карпат коливається у широких межах, і при цьому можна виділити геохімічну зональність: якщо у ґрунтах гірської частини Карпат вміст Cu і Zn є нижчим, ніж у ґрунтах передгір'я, тоді як вміст Cr є вищим. Крім того, вміст ВМ у ґрунтах і ґрунтоутворюючих породах суттєво відрізняється, що свідчить як про ендегенні геохімічні процеси, так і про екзогенний антропогенний вплив. Безумовно, дані табл. 1.4 представлені для невеликої вибірки досліджених ґрунтів (7-20 досліджених зразків), тому проводити узагальнення є недоцільним, але суттєва розбіжність вмісту ВМ у ґрунтах вимагає проведення систематичного локально-регіонального фонових моніторингу їх стану. У роботі [170], представлені дані про валовий вміст Cr(III) у гумусовому ґрунтового горизонті НПП Закарпатської області, який становить для НПП «Синевир» –  $19,5 \pm 1,7$  мг/кг, для НПП «Ужанський» –  $23,3 \pm 1,6$  мг/кг, для НПП «Зачарований край» –  $35,4 \pm 1,6$  мг/кг. Як бачимо дані по вмісту Cr у ґрунтах суттєво відрізняються, що підкреслює

актуальність проведення фонового моніторингу у межах природно-заповідних територій Закарпатської області.

Із рис. 1.2 видно, що розподіл ВМ у ґрунтових профілях має індивідуальний характер і спостерігається як підвищений вміст окремих ВМ у верхньому профілі (0-20 см) ґрунту, такі і в нижньому (40-90 см). Індивідуальний характер розподілу ВМ у ґрунтових профілях вимагає проведення систематичного моніторингу, чому і присвячена дана наукова робота.

Вивчення системи «ґрунт-рослина» необхідне для оцінки транслокації (міграції) ВМ із ґрунту в рослину, адже таким чином ВМ залучаються у кругообіг і можуть акумулюватись у біоті. Факторів, які визначають цей процес, є багато, тому роботи такого типу є досить чисельними [67-74, 106]. Уваги заслуговують роботи з вивчення розподілу ВМ у різних частинах рослин з урахуванням типу ґрунту. Так, згідно [42] з урахуванням типу ґрунту та співвідношення валового вмісту і вмісту рухомих форм ВМ розраховані коефіцієнти накопичення ВМ (Cu, Zn, Pb, Cd) у різних частинах рослин. Зокрема встановлено [42], що по відношенню до вмісту рухомих форм ВМ коефіцієнти накопичення ( $K_n$ ) у ячмені яровому (для дерново-середньопідзолистого ґрунту і чорнозему типового малогумусового) є наступними: для Cu – 1,30-1,10 у загальній фітомасі, 0,576-0,581 у підземній фітомасі, 0,280-0,204 у вегетативній фітомасі, 0,435-0,315 у генеративній фітомасі; для Zn відповідно: 1,80-1,60; 0,708-0,917; 0,460-0,355; 0,633-0,425; для Pb відповідно: 0,05-0,07; 0,023-0,047; 0,017-0,013; 0,010-0,009; для Cd відповідно: 0,05; 0,020-0,027; 0,010-0,009; 0,020-0,018. Видно, що найбільша здатність до біоаккумуляції виражена у Цинку і Купруму, адже ці метали відносяться до біогенних мікроелементів. Системних даних щодо коефіцієнтів біокумуляції ВМ немає, що зумовлено як значним розмаїттям рослин, так і значними відмінностями типів ґрунтів і умов середовища. Тому проведення таких досліджень є актуальним.

В окремих роботах [158, 160] результати визначення вмісту ВМ у ґрунтах представлені узагальнено у вигляді сумарного показника забруднення ґрунтів ( $Z_c$ ), який відображає вплив екологічного стану ґрунтів на здоров'я населення.

Для розрахунку  $Z_c$  необхідна інформація щодо фонового вмісту ВМ у ґрунтах певної території, що актуалізує проведення фонового моніторингу ґрунтів у межах Закарпатської області.

### 1.2.2. Важкі метали у моніторингу водних об'єктів

Важкі метали, як критерії моніторингу, відіграють важливу роль в моніторингу водних об'єктів, зокрема води, донних відкладів, системи «донні відклади – вода», «донні відклади – водні рослини» [40, 54, 78-83, 146-153], «вода – гідробіоти» [84, 88, 92-94, 152]. Форма знаходження ВМ у водних об'єктах визначає їх токсичність і міграційну здатність, тому, як вже зазначалось нами раніше, роботи по вивченню форм знаходження ВМ у водних об'єктах є достатньо чисельними. Встановлено, що важливу роль в утворенні розчинних форм ВМ відіграють органічні комплексоутворюючі ліганди, перш за все, гумінові та фульвокислоти, гранулометричний склад донних відкладів та їх тип (піщані, мулисті і т.д.), рН води, концентрація розчиненого у воді кисню, окисно-відновний потенціал, тощо. Монографія [76] присвячена вивченню розчинних і рухомих форм ВМ у донних відкладах прісноводних водойм. Так, за даними [151] рухливість Zn і Pb в системі «донні відклади – вода» залежить від:

- умов, що виникають на межі розділу твердої та рідкої фаз (в т.ч. адсорбційно-десорбційні процеси);
- концентрації розчиненого у воді кисню та рН середовища. При зменшенні концентрації розчиненого кисню і зниженні рН середовища істотно зростає концентрація ВМ у воді;
- наявності гумінових кислот. При зростанні їх концентрації у воді відбувається інтенсифікація «виносу» ВМ з донних відкладів у водне середовище. При цьому встановлено, що чим менша молекулярна маса гумінових кислот, тим краще вони зв'язують ВМ і переводять їх у рухомий стан. Як приклад, на рис. 1.3 показано розподіл Zn і Pb серед аніонних гуматів через 9 діб після їх взаємодії з муловими донними відкладами в анаеробних умовах [151].

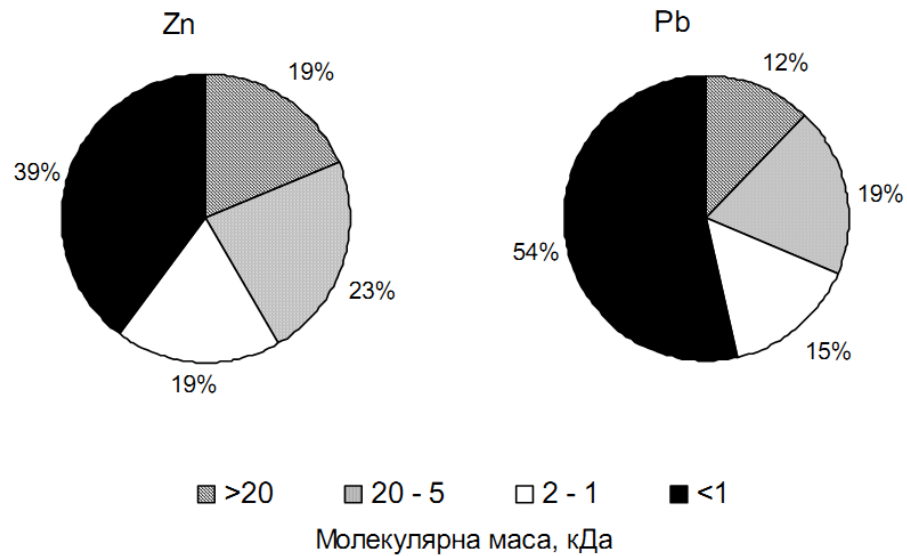


Рис. 1.3. Розподіл Zn і Pb серед аніонних гуматів через 9 діб після їх взаємодії з муловими донними відкладами в анаеробних умовах [151].

Дані рис. 1.3 показують, що переважна кількість Zn і Pb зв'язана у комплекси з гуміновими кислотами малої молекулярної маси, адже вони мають більшу комплексоутворюючу здатність і менше сорбуються зависами і донними відкладами.

Акумуляція ВМ у донних відкладах згідно [79] за однакових умов середовища не залежить від температурного режиму водойм, а визначається морфологічними характеристиками і типом донних відкладів, а також характером гідродинамічних процесів.

Згідно даних [40] можна виділити наступні форми існування ВМ у водному середовищі, що визначають їх токсичність, які представлені на рис. 1.4.

Дані рис. 1.4 показують, що найбільш токсичними формами ВМ у водному середовищі є гідратовані йони та комплекси металів з неорганічними лігандами. Тому при організації моніторингу водних об'єктів доцільно контролювати не загальний вміст ВМ, а саме вміст найбільш токсичних їх форм.

У роботі [78] проведений аналітичний огляд по транспорту та особливостям розподілу ВМ в ряду: вода – завислі речовини – донні відклади для річкових екосистем. Встановлені закономірності аналогічні тим, які нами зазначені вище.

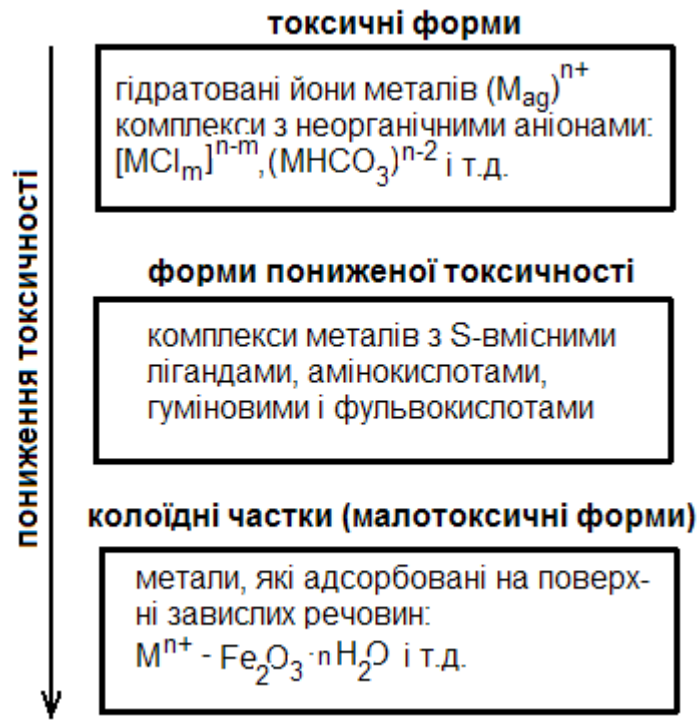


Рис. 1.4. Форми існування важких металів у поверхневих водах [40].

В окремих роботах показано, що донні відклади озер і річок за показниками вмісту ВМ відображають екологічний стан гумусового ґрунтового горизонту прилеглих ділянок, тому доцільно проводити моніторинг саме донних відкладів. Результати визначення вмісту ВМ у донних відкладах можуть бути представлені як індекс забруднення (ІЗ) донних відкладів, зокрема їх поверхневого шару [77, 150], що дає змогу використовувати їх для картографування території водойм.

Як приклад, згідно даних [150] на рис. 1.5 представлено розподіл індексу забруднення поверхневого шару донних відкладів (0-5 см) Севастопольської бухти за вмістом ВМ. Дані рис. 1.5 дозволяють виділити зони акумуляції ВМ у донних відкладах бухти, що, очевидно, пов'язано з наявністю джерел забруднення води бухти цими інгредієнтами.

Для розрахунку ІЗ і картографування територій водних об'єктів необхідні дані фонового вмісту ВМ у донних відкладах. Таким чином, організація фонового моніторингу водних джерел на основі визначення розподілу і міграції ВМ у донних відкладах є актуальною, в т.ч. для Закарпатської області в межах малих річок, адже такі дані в літературі відсутні.

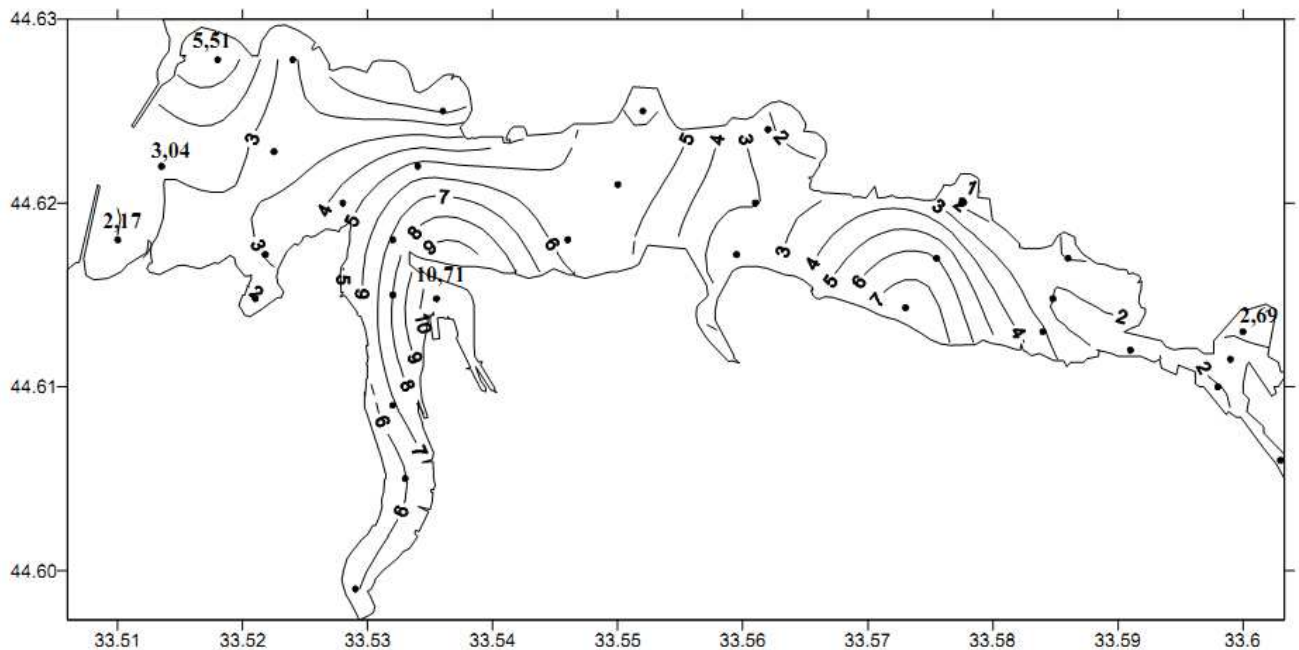


Рис. 1.5. Розподіл індексу забруднення (ІЗ) в поверхневому шарі донних відкладів Севастопольської бухти за вмістом ВМ [150].

### 1.3. Радіоекологічний моніторинг

Радіоекологічний моніторинг є важливою складовою всіх систем екологічного моніторингу об'єктів довкілля. Формально можна виділити два підходи до організації радіоекологічного моніторингу:

- моніторинг техногенних радіонуклідів у об'єктах довкілля, зокрема  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  [57-60, 111-114, 126, 128-131, 134, 137-139];
- моніторинг природних радіонуклідів у об'єктах довкілля, зокрема  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  і нуклідів його ряду,  $^{238}\text{U}$  і нуклідів його ряду [116, 118-120, 124, 136, 140].

Організація фонового радіаційного моніторингу повинна передбачати як перший, так і другий аспекти, що зумовлено наступними обставинами, і окремі роботи в цьому напрямку зустрічаються [38, 115, 121, 122, 133]. По-перше, техногенні радіонукліди можуть випадково потрапляти в природні (еталонні) екосистеми, а внаслідок здатності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  до міграції та біокумуляції вони можуть залучатись до трофічних ланцюгів. По-друге, висока рухливість у довкіллі  $^{137}\text{Cs}$  робить його унікальним індикатором вивчення процесів ерозії ґрунтів, міграційних і осаджувальних процесів. По-третє, природні радіонукліди



формують радіаційний фон, а за певних геологічних, геоморфологічних або геохімічних аномалій окремих територій природний радіаційний фон може суттєво відрізнятись.

Радіоекологічний моніторинг об'єктів довкілля за природними радіонуклідами передбачає або безпосереднє визначення питомої активності  $^{232}\text{Th}$  і  $^{238}\text{U}$ , для чого використовується бета- та гамма-спектрометрія, або визначення радіонуклідів природних рядів  $^{232}\text{Th}$  і  $^{238}\text{U}$ , що реалізується застосуванням гамма-спектрометрії. Перевагою радіоекологічного моніторингу за продуктами розпаду  $^{232}\text{Th}$  і  $^{238}\text{U}$  є малий період напіврозпаду таких радіонуклідів, що дозволяє ефективно їх вимірювати та ідентифікувати, за умови їх рівноваги. На рис. 1.6 представлено відповідні радіонукліди природних рядів  $^{232}\text{Th}$  і  $^{238}\text{U}$ .

Аналіз даних рис. 1.6 показує, що найефективнішими радіоактивними мітками ряду  $^{232}\text{Th}$  є  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ac}$ ,  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$ ,  $^{208}\text{Tl}$ , а ряду  $^{238}\text{U}$  – відповідно  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ . Кінцевими продуктами розпаду  $^{232}\text{Th}$  і  $^{238}\text{U}$  є стабільні ізотопи Плюмбуму, відповідно  $^{208}\text{Pb}$  і  $^{206}\text{Pb}$ . Як критерієм радіоактивної рівноваги часто використовують відношення активності  $^{212}\text{Bi}/^{212}\text{Pb}$  і  $^{214}\text{Bi}/^{214}\text{Pb}$ , яке повинно бути відносно стабільним.

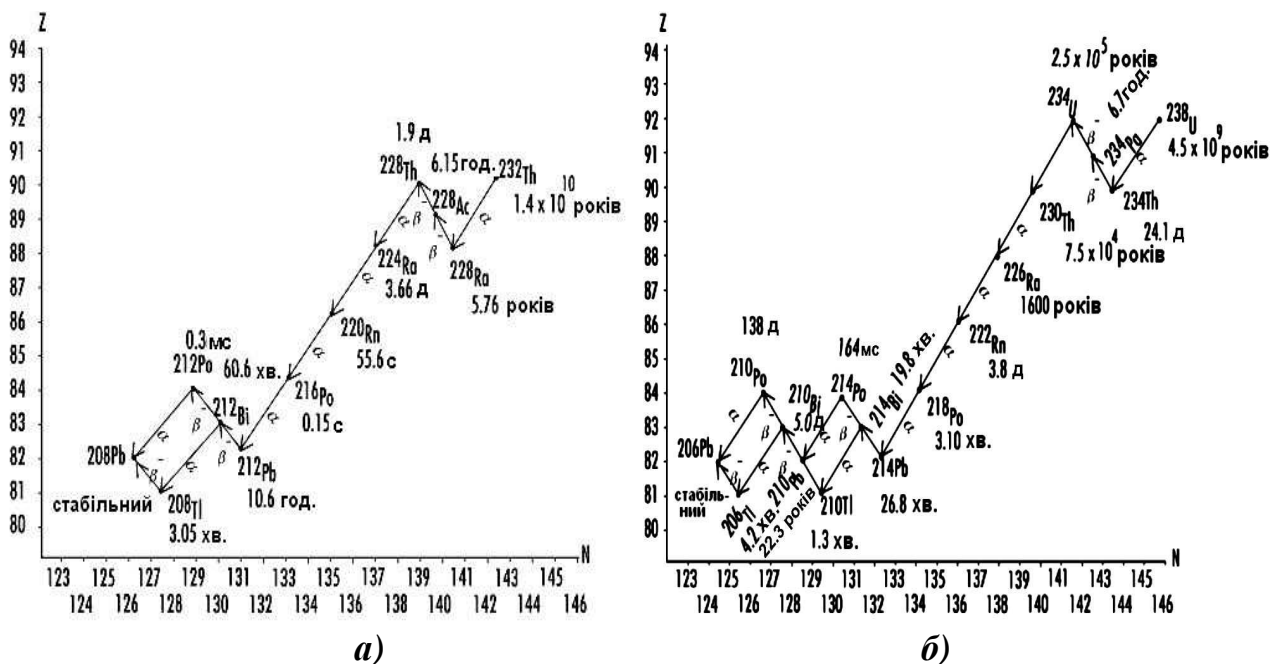


Рис. 1.6. Гамма-активні радіонукліди природних рядів  $^{232}\text{Th}$  (а) і  $^{238}\text{U}$  (б).

Дані радіоекологічного моніторингу широко використовуються для моделювання міграції і поширення радіонуклідів в об'єктах довкілля [107, 171-180], картографування [114] і паспортизації територій, тощо.

Попередня оцінка радіаційного забруднення об'єктів довкілля може бути проведена на основі даних біоіндикації [109, 122, 181, 182], проте систематичні моніторингові дослідження розподілу і міграції радіонуклідів в об'єктах довкілля дозволяють вирішувати різноманітні завдання екологічної безпеки. Крім того, такі дослідження дозволяють оцінити процеси міграції радіонуклідів, що вкрай актуально для схилів, а також розрахувати ємність екосистем до радіаційного забруднення, наприклад, як у роботі [183].

### 1.3.1. Радіоекологічний моніторинг стану ґрунтів і рослин

Радіоекологічний моніторинг ґрунтів також передбачає два підходи до його організації та представлення результатів:

- моніторинг техногенних радіонуклідів у ґрунтах ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ), в т.ч. ґрунтових горизонтах, тоді результати дослідження представляють як поверхневу щільність забруднення радіонуклідами ( $\text{кБк}/\text{м}^2$ ) [36, 37, 59, 111, 114], розраховують величину можливої поглинутої дози [183], або представляють дані у вигляді питомої активності радіонуклідів у ґрунтах ( $\text{Бк}/\text{кг}$ ) [112, 113, 117, 184];
- моніторинг природних радіонуклідів  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  та  $^{238}\text{U}$  і радіонуклідів їх рядів у ґрунтах і ґрунтових горизонтах, тоді результати дослідження представляють як питому активність ( $\text{Бк}/\text{кг}$ ) [115, 118-121, 185, 186].

У роботі [107] детально вивчено процеси міграції  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунтах, ґрунтовому розчині, ґрунтових горизонтах, а також вплив різних факторів на ці процеси.

Результати дослідження міграції техногенних радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  є неоднозначними, адже частина робіт свідчить про переважно поверхневу акумуляцію цих нуклідів у ґрунтах (0-10 см) [36, 37, 59, 111, 114], а в роботах [112, 113] – про те, що дані радіонукліди мігрують у ґрунті на більшу глибину з

максимальною акумуляцією в шарі 9-15 см. В цілому, моніторинг техногенних радіонуклідів у ґрунтах дозволяє зробити наступні узагальнення:

- техногенні радіонукліди  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  зосереджені переважно у гумусовому ґрунтовому горизонті (0-20 см);
- дані радіоекологічного моніторингу можуть бути використані для прогнозування міграції техногенних радіонуклідів у ґрунтах;
- на основі результатів радіоекологічного моніторингу ґрунтів можливе картографування територій та/або порівняння радіаційного стану ґрунтів різних територій.

Наприклад, на рис. 1.7 представлено кумулятивну кризу запасу  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтових профілях Західного Сибіру за даними [59]. Із рис. 1.7 видно, що у ґрунтовому профілі глибиною до 5 см зосереджено біля 45%  $^{137}\text{Cs}$ , на глибині до 10 см – біля 55%  $^{137}\text{Cs}$ , до 15 см – біля 90%  $^{137}\text{Cs}$ , а до 20 см – понад 98%  $^{137}\text{Cs}$ . Тому при організації радіоекологічного моніторингу ґрунтів за вмістом техногенних радіонуклідів особливу увагу слід приділяти гумусовому ґрунтовому горизонту (0-20 см).

На рис. 1.8, як приклад, представлена щільність забруднення ґрунтів радіоцезієм ( $^{137}\text{Cs}$ ) г. Говерла (Карпатські гори, Україна) від висоти над рівнем моря за даними роботи [36], причому автори стверджують, що основна кількість  $^{137}\text{Cs}$  зосереджена у поверхневому ґрунтовому шарі (80-90% у шарі 5-10 см). Із даних рис. 1.8 видно, що найбільша щільність забруднення ґрунтів радіоцезієм спостерігається на середній (1651 м н.р.м.) висоті г. Говерла (2060 м н.р.м.), але при цьому незрозуміла причина цього явища. Крім того, виникають запитання щодо високої питомої активності (~ 200-400 Бк/кг)  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах, адже територія г. Говерла входить до складу природно-заповідного фонду.

Для унаочнення картографування за даними радіоекологічного моніторингу, а також прогнозування вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах Шацького НПП, на рис. 1.9 представлено карту щільності забруднення радіоцезієм ґрунтів Шацького НПП за даними роботи [114], а на рис. 1.10 – прогнозу міграції  $^{137}\text{Cs}$  за ґрунтовим профілем у межах Шацького НПП згідно [114].

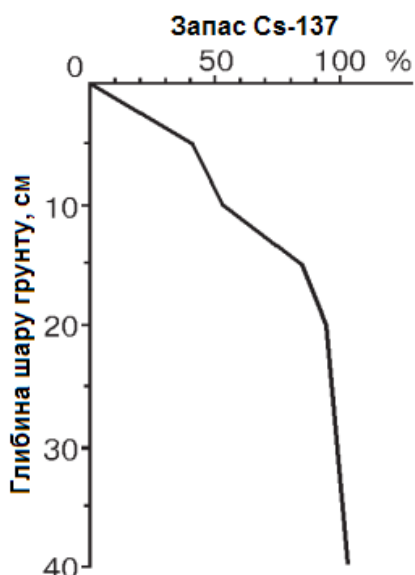


Рис. 1.7. Кумулятивна крива запасу Cs-137 у ґрунтовому профілю Західного Сибіру.



Рис. 1.8. Залежність щільності забруднення (стовбчики) та питома активність (лінія) Цезієм-137 від висоти відбору ґрунту за схилом г. Говерла (2011 р.).

Картографування територій (див. рис. 1.9), у т.ч. об'єктів природно-заповідного фонду (Шацький НПП), дозволяє урахувати зміну радіаційного фону при організації рекреації, що забезпечує більш раціональне використання території об'єктів. Прогнозування міграції  $^{137}\text{Cs}$  за ґрунтовими профілями різних ґрунтів (див. рис. 1.10) показує, що міграція  $^{137}\text{Cs}$  в часі за ґрунтовим горизонтом є незначною, але при організації радіоекологічних моніторингових досліджень слід вивчати шар ґрунтів 0-30 см.

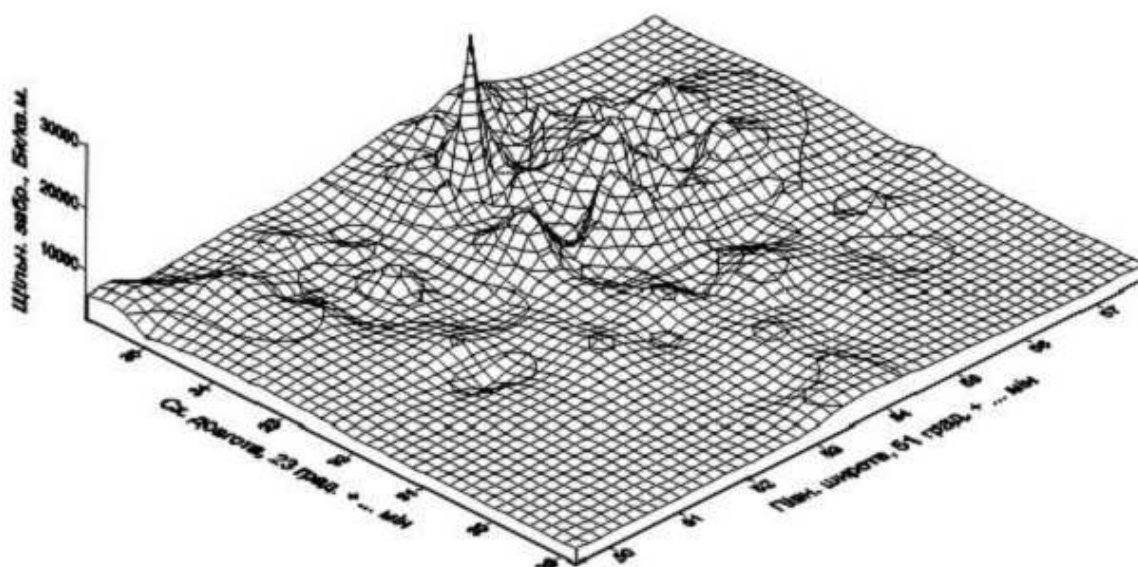


Рис. 1.9. Карта щільності забруднення  $^{137}\text{Cs}$  ґрунтів північно-західної частини території Шацького НПП станом на 01.01.1996 р. [114].

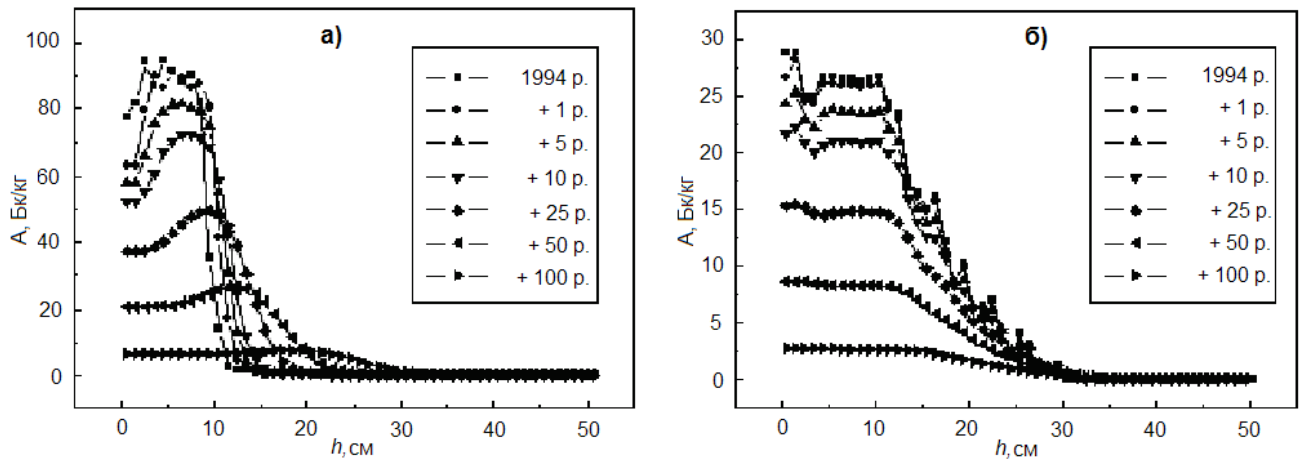


Рис. 1.10. Прогноз вертикального профілю розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах Шацького НПП: а) дерново-слабопідзолистому глеюватому супіщаному; б) дерновому супіщаному [114].

З огляду на наведені дані по радіоекологічному моніторингу ґрунтів за техногенними радіонуклідами видно, що такі моніторингові дослідження актуальні по відношенню до всіх об'єктів довкілля, а для об'єктів природно-заповідного фонду вони особливо актуальні. Такі дані для заповідних об'єктів Закарпатської області практично відсутні, що підкреслює актуальність даної наукової роботи.

Подібні радіоекологічні моніторингові дослідження проводяться і за природними радіонуклідами [115, 118-121, 185, 186], проте вони мають одну особливість. Природні радіонукліди ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  та  $^{238}\text{U}$  і радіонукліди їх рядів), які створюють природний радіаційний фон, містяться у ґрунтоутворюючих породах, тому в значній кількості містяться і у глибоких ґрунтових горизонтах. Тому організація радіоекологічних досліджень у межах природно-заповідних об'єктів Закарпатської області (домінують різновиди буроземів) потребує вивчення всіх ґрунтових горизонтів (0-20 см – гумусовий горизонт; 20-50 – елювіальний горизонт; > 50 см – карбонатний геохімічний бар'єр). Саме в такому напрямку і проводились наші подальші дослідження.

Радіоекологічний моніторинг рослин є важливою складовою екологічного моніторингу, але при цьому такий моніторинг проводиться, переважно, за техногенними радіонуклідами  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ . Це дозволяє оцінювати коефіцієнти біоаккумуляції цих радіонуклідів [124, 129, 187-191], прогнозувати поведінку  $^{90}\text{Sr}$

і  $^{137}\text{Cs}$  в рослинних ценозах [125, 126, 186, 192-196], а також проводити біоіндикацію радіаційного забруднення об'єктів довкілля [109, 122, 181, 182, 197].

Так, згідно даних [114], дослідження трав'яних і кущових рослин на вміст  $^{137}\text{Cs}$ , які відібрані у межах заповідної території (Чорногора, Закарпаття), показало переважне накопичення радіоцезію у листах рослин, тоді як у кореневій системі рослин накопичення менш виражене. Наприклад, коефіцієнти біонакопичення  $^{137}\text{Cs}$  у листі рослин (мати-й-мачуха, малина, шипшина, папороть чоловіча, суниця лісова, брусниця) складає  $K_H = 0,26-1,4$ , тоді як для кореневої системи цих рослин  $K_H = 0,17-0,68$ . На коефіцієнт біонакопичення  $^{137}\text{Cs}$  впливають біологічні особливості рослин. У роботі [191] представлені дані по біоаккумуляції  $^{137}\text{Cs}$  у різних частинах рослин деревних порід (сосна, береза, осика, дуб, вільха, ялина) і показано, що найбільша акумуляція  $^{137}\text{Cs}$  спостерігається у корі дерев > листках (хвої) > пагони дерев. Результати таких досліджень використовуються в системі екологічного менеджменту, тому є актуальними.

### 1.3.2. Радіоекологічний моніторинг водних об'єктів

Радіоекологічний моніторинг водних об'єктів включає три головні складові:

- моніторинг донних відкладів за техногенними або природними радіонуклідами;
- моніторинг водного середовища та системи «донні відклади – вода»;
- моніторинг водної біоти для оцінки міграції радіонуклідів у біоті та їх біоаккумуляції, з урахуванням можливого внутрішнього опромінення гідробіонтів.

Як вже нами зазначалось у п. 1.2.2, 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 [57, 122, 131, 135, 137, 138, 140].

Переважна більшість робіт по радіоекологічному моніторингу донних відкладів стосується техногенних радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  [57, 132, 137, 138], хоча зустрічаються роботи, у яких поєднують природні, в т.ч. радіонукліди біогенних елементів, і техногенні радіонукліди [122, 131, 133, 135, 140].

Вивчення розподілу природних і техногенних радіонуклідів у донних відкладах за глибиною (профілем) показало, що техногенні радіонукліди акумулюються в поверхневих шарах седиментів, тоді як природні радіонукліди відносно рівномірно розподілені у донних відкладах [140]. Як приклад, на рис. 1.11 представлено дані розподілу U, Th і K (визначався  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  і  $^{40}\text{K}$  методом гамма-спектрометрії з колодязним HPGe-детектором) у розрізах донних відкладів (сапропелеві відклади) озер Сибіру за даними [140], а на рис. 1.12 – розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у розрізах донних відкладів озер Сибіру різних ландшафтних зон згідно [140]. У цій же роботі на основі співставлення даних щільності забруднення  $^{137}\text{Cs}$  донних відкладів озер і ґрунтів показано, що існує пряма кореляція між цими показниками. Це підтверджує наш висновок щодо того, що хімічного складу донних відкладів відображає хімічний склад ґрунтів прилеглих територій, що підтверджується даними рис. 1.13, який представлений за даними [140].

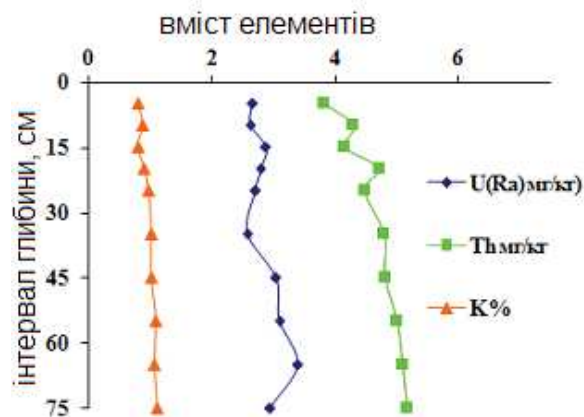


Рис. 1.11. Вертикальний розподіл усереднених вмістів U(Ra) (мг/кг), Th (мг/кг) і K (%) у сапропелевих відкладах різних ландшафтних зон Сибіру [140].

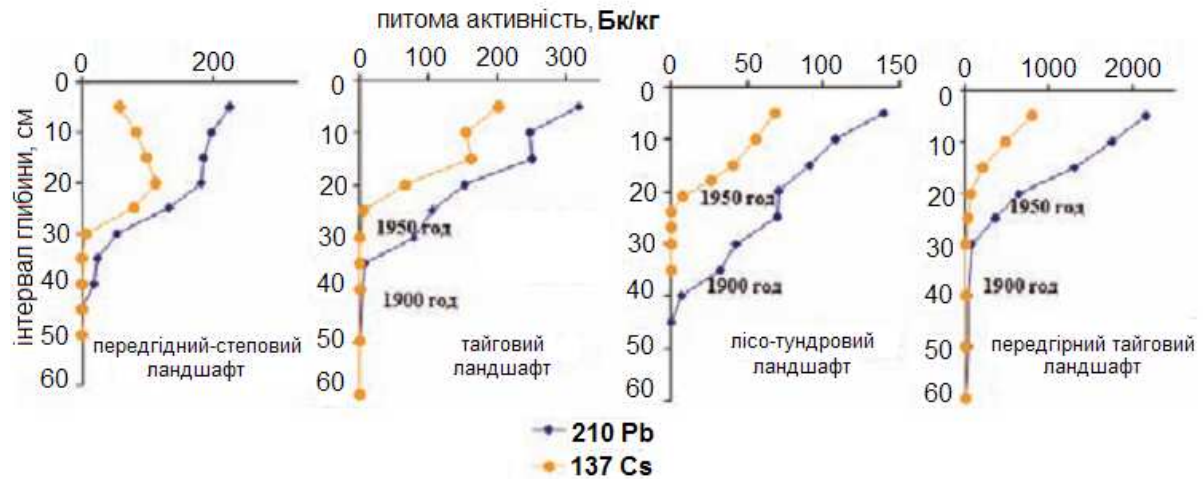


Рис. 1.12. Вертикальний розподіл усередненої питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг) і  $^{210}\text{Pb}$  (Бк/кг) у розрізах донних відкладів озер різних ландшафтних зон Сибіру.

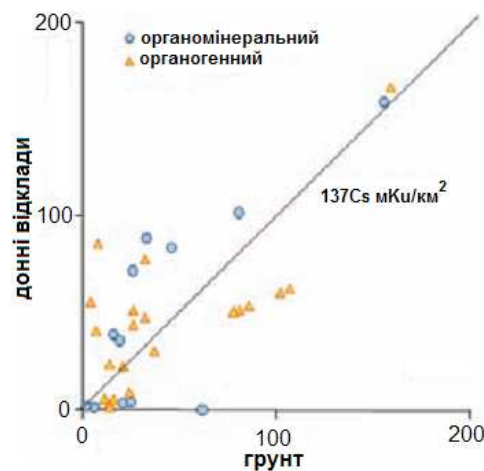


Рис. 1.13. Співвідношення щільності забруднення  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{мКв}/\text{км}^2$ ) донних відкладів озер і ґрунтів водозбірних площ Сибіру різних ландшафтів.

Дані рис. 1.11 та 1.12 наочно підтверджують такий факт, що природні радіонукліди відносно рівномірно поширені у вертикальних розрізах донних відкладів, тоді як техногенні радіонукліди зосереджені, переважно, у поверхневих шарах цих відкладів.

Цікавим є дослідження по з'ясуванню природних аномалій щодо вмісту природних радіонуклідів у донних відкладах [131], у яких показано, що вміст  $^{232}\text{Th}$  є значно вищим, ніж  $^{238}\text{U}$ , причому для певного регіону відношення  $\text{Th}/\text{U}$  є відносно сталою величиною. Якщо відношення  $\text{Th}/\text{U}$  у донних відкладах у межах певної території суттєво відрізняється від такого співвідношення у межах регіону, можна говорити про геохімічну аномалію. На рис. 1.14, як приклад, представлено відношення  $\text{Th}/\text{U}$  у донних відкладах озер і ґрунтах водозбірних територій Сибіру за даними [131].



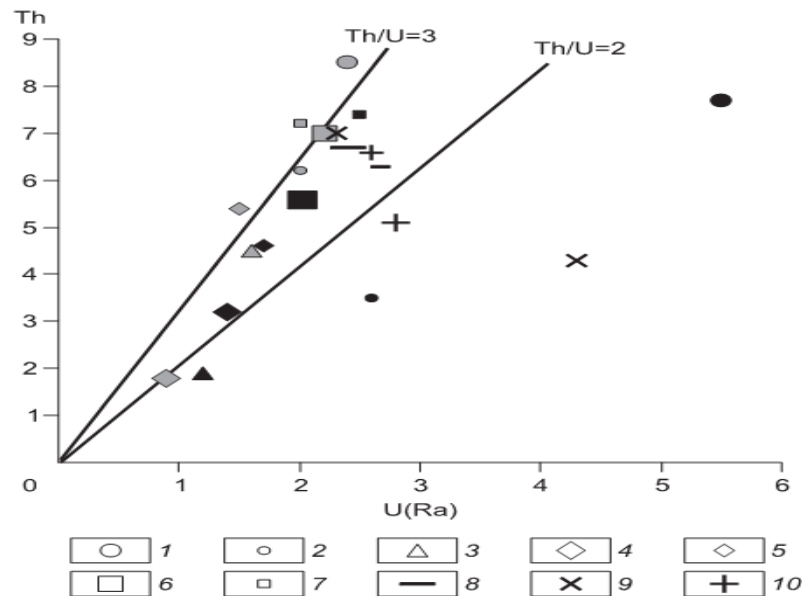


Рис. 1.14. Відношення Th/U в донних відкладах озер (позначки чорного кольору) і ґрунтах водозбірних територій (позначки сірого кольору) в різних регіонах Сибіру [131]: **1** – Читинська обл.; **2** – Іркутська обл.; **3** – Республіка Тува; **4** – ЯНАО; **5** – Республіка Саха; **6** – Новосибірська обл.; **7** – Алтайський край; **8** – Республіка Алтай; **9** – Республіка Бурятія; **10** – Томська обл.

Із даних рис. 1.14 видно, що відношення Th/U у донних відкладах озер і ґрунтах корелюють і це, в свою чергу, підтверджує твердження щодо подібності хімічного складу донних відкладів і ґрунтів прилеглих територій.

Зустрічаються роботи по міграції техногенних радіонуклідів у річкових системах, що дозволяє моделювати ці процеси [134].

Радіоекологічний моніторинг водного середовища та гідробіонтів здійснюється, переважно, за техногенними радіонуклідами [57, 122, 132, 139, 198, 199], а результати використовують для розрахунку коефіцієнтів біоаккумуляції радіонуклідів, розрахунку дози опромінення гідробіонтів, тощо. Робота [136] присвячена вивченню вмісту сполук Урану у питних водах, що дозволяє врахувати можливу дозу поглинутого людиною випромінювання.

Приклад оцінки сумарної потужності дози опромінення за даними радіоекологічного моніторингу р. Єнісей по відношенню до водної рослини елодея (*Elodea Canadensis*) згідно даних [122] представлені на рис. 1.15, із якого видно, що максимальна доза спостерігається на відстані 87 км за течією р. Єнісей від м. Красноярська і пояснюється різними факторами.

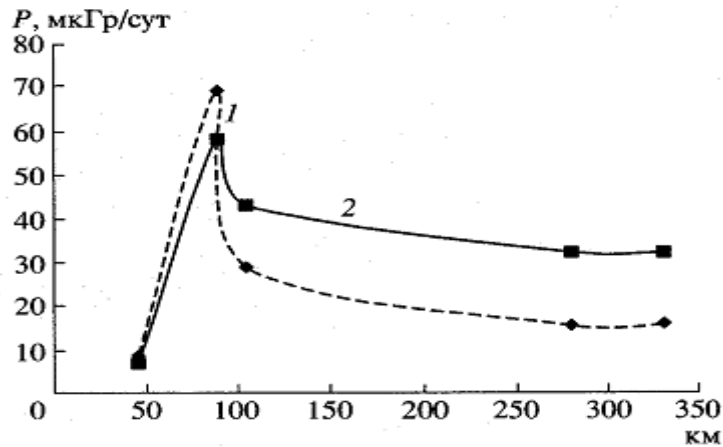


Рис. 1.15. Розподіл сумарної потужності дози опромінення *Elodea Canadensis* (1 – пагони; 2 – корня) за течією р. Єнісей від м. Красноярська.

Отже радіоекологічний моніторинг водних об'єктів є важливою складовою екологічного моніторингу довкілля, а внаслідок того, що радіоекологічні дані розподілу природних і техногенних радіонуклідів у донних відкладах малих річок Закарпатської області, в т.ч. в межах природно-заповідних територій, відсутні, проведення фонових радіоекологічних моніторингу в межах НПП Закарпаття є актуальним.

### Висновки до розділу 1

1. Показано важливу роль моніторингу довкілля у системі екологічного менеджменту та екологічної безпеки, підкреслено пріоритетність фонових моніторингу стану об'єктів навколишнього природного середовища.

2. Обґрунтовано доцільність проведення фонових моніторингу у межах Закарпатської області, визначені найбільш значимі ділянки дослідження.

3. Встановлено, що найбільш пріоритетними критеріями моніторингу довкілля є важкі метали і радіонукліди, причому поєднання цих показників дозволяє більш об'єктивно охарактеризувати досліджувані об'єкти.

В цілому, проведення хімічного і радіоекологічного моніторингу, в т.ч. фонових значень вмісту важких металів і питомої активності гамма-активних нуклідів, у об'єктах довкілля Закарпатської області є актуальним завданням.

## РОЗДІЛ 2

### ХАРАКТЕРИСТИКА ДОСЛІДЖУВАНИХ ТЕРИТОРІЙ, ПОСТАНОВКА ЕКСПЕРИМЕНТУ ТА ЙОГО АПАРАТУРНЕ ОФОРМЛЕННЯ

Для досягнення поставленої мети було використано комплексний підхід до проведення хімічного і радіоекологічного моніторингу у межах НПП Закарпатської області, який полягає у поєднанні показників вмісту ВМ і гамма-активних радіонуклідів (ГАН) у об'єктах довкілля (грунтові профілі, рослини, донні відклади малих річок) з урахуванням специфіки досліджуваних територій. Далі досліджувались антропогенно навантажені території у межах районів розташування НПП, задля оцінки змін у довкіллі, які зумовлені діяльністю людини. В процесі дослідження застосовані сучасні фізичні, фізико-хімічні та хімічні методи дослідження, методи картографування, кластерний аналіз, тощо.

#### **2.1. Обґрунтування вибору досліджуваних територій та загальна їх характеристика. Відбір проб**

Вибір національних природних парків «Синевир», «Ужанський» і «Зачарований край» як досліджуваних територій є невипадковим. З геоморфологічної (рис. 1.1.а) та гідрографічної (рис. 1.1.б) карти Закарпатської області видно, що НПП «Синевир» відноситься до гірського ландшафту, який є аналогом основної території Карпатського біосферного заповідника, НПП «Ужанський» відноситься до гірського та передгірського ландшафту, а НПП «Зачарований край» – до передгірського і низинного ландшафту Закарпаття. Вибір НПП для проведення фонових моніторингу диктується однаковим статусом цих територій, відносним віддаленням об'єктів від значимих джерел антропогенного впливу, а також зональними відмінностями їх територій за геологічними, геоморфологічними, геохімічними і кліматичними умовами.

Найбільш детально досліджувався НПП «Зачарований край», адже відповідного статусу він набув лише у 2009 році [200], але дослідження у межах

НПП «Синевир» і «Ужанський» є важливою складовою системи фонового хімічного і радіоекологічного моніторингу.

Загальна інформація про досліджувані НПП частково наведена у п. 1.1.1, а більш детальну наведено нижче:

- територія НПП «Синевир» має загальну площу 42704,4 га, охоплює Міжгірський, Хустський і Тячівський райони Закарпатської області і в його межах зустрічаються смереково-букові праліси (48°30'05" пн.ш. 23°42'50" сх.д.);
- територія НПП «Ужанський» має загальну площу 39159,3 га, охоплює Великоберезнянський район Закарпатської області і в його межах зустрічаються букові праліси. Об'єкт є складовою трилатерального біосферного резервату «Східні Карпати» (49°01'24" пн.ш. 22°36'00" сх.д.);
- територія НПП «Зачарований край» має загальну площу 6101,0 га, охоплює Іршавський район Закарпатської області і в його межах зустрічаються, переважно, букові праліси (48°21'10" пн.ш. 23°04'25" сх.д.).

### **2.1.1. Коротка характеристика НПП «Синевир». Ділянки відбору проб**

НПП «Синевир» створений у відповідності з Постановою Ради Міністрів УРСР № 7 від 05.01.1989 року і був розширений у відповідності з Указом Президента України [201]. НПП створено з метою збереження, відтворення та раціонального використання природних ресурсів, комплексів та об'єктів, які мають особливу природну, освітню та естетичну цінність у межах різних висотних поясів південно-західних схилів Горган. Територія НПП «Синевир» належить до Горганського високогір'я в північно-східній частині Міжгірського району Закарпатської області, де переважає гірський рельєф. На півночі і північному сході НПП межує по вододільному хребту з лісовими масивами Івано-Франківської області, на заході – з лісами Міжгірського держлісгоспу, південно-східний масив сягає території Тячівського району, а південна та південно-західна частина межує з Хустським районом [202, 203].

У постійному користуванні Парку знаходиться 29512 га (заповідна зона, зона регульованої рекреації, зона стаціонарної рекреації, господарська зона), а 13192 га включені до його складу без вилучення у землекористувачів. Клімат парку «Синевир» обумовлений його географічним положенням та складним гірським рельєфом з діапазоном 1530-1917м над р.м., до низинних ділянок 700-900 м над р.м. Найбільші вершини НПП «Синевир» – це гори Стримба (1719 м н.р.м.), Негровець (1707 м н.р.м.), Ясеновець (1600 м н.р.м.), Передня (1599 м н.р.м.), Канч (1579 м н.р.м.), Кам'янка (1578 м н.р.м.) та інші.

Ґрунтовий покрив парку типовий для гірської частини Карпат: переважають бурі гірсько-лісові, гірсько-лугові, дерново-буроземні, дернові ґрунти та кам'яні розсипища. Зі зміною рельєфу від низинного до гірського змінюється механічний склад ґрунтів – від глинистого і суглинистого до легкосуглинкового і піщаного, зменшується товщина, підвищується кислотність, зростає щербеність і кам'янистість аж до утворення кам'янистих розсипищ.

Гідромережу НПП «Синевир» складає річка Теребля (з притоками), яка належить до басейну р. Тиса і є правою її притокою. Загальна довжина Тереблі від витoku до гірал (р. Тиса) становить біля 91 км. На території парку Теребля протікає у південно-західній частині, має досить звивисте русло, розміщене ближче до західної мережі парку і досягає біля 30 км. На своєму шляху вказана річка має різну ширину, яка коливається від 15 до 30 метрів, з характерними глибинами від 0,7 до 1,5 метра зі швидкістю течії, яка становить 16-18 км/год. Визначною пам'яткою природи у НПП є озеро Синевир, яке ще називають «Морським оком».

Флора і фауна НПП «Синевир» є багатою і, окрім наявності у межах території НПП смереково-букових пралісів, можна відмітити проростання 1726 видів рослин (53 види флори занесені до Червоної книги України), наявність 42 видів ссавців, 89 видів птахів, 7 видів плазунів, 12 видів земноводних, 19 видів кісткових риб і 1 виду круглоротих, частина яких також занесена до Червоної книги України.

Вибір ділянок дослідження ґрунтів і донних відкладів малих річок у межах НПП «Синевир» здійснювався з урахуванням висот місцевості, типу ґрунтів, морфологічних особливостей річок та інших критеріїв, щоб забезпечити презентабельність результатів моніторингу. На рис. 2.1 представлено ділянки відбору проб ґрунтів і донних відкладів малих річок в межах НПП «Синевир» (контур території НПП виділено) з відображенням геоморфологічних відмінностей території.

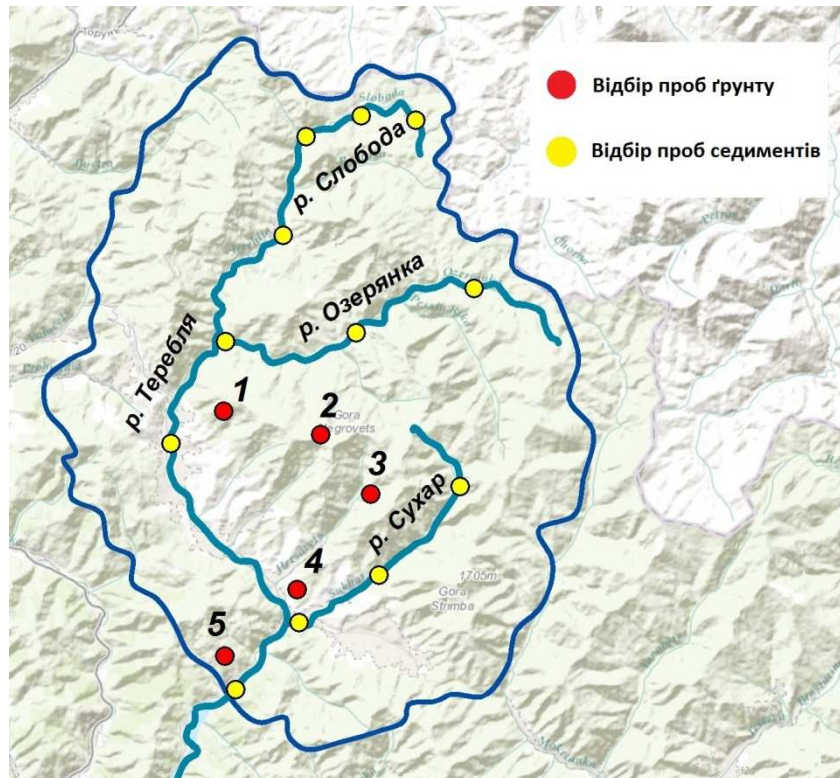


Рис. 2.1. Ділянки відбору проб ґрунтів (●) та донних відкладів малих річок (●) в межах НПП «Синевир».

### 2.1.2. Коротка характеристика НПП «Ужанський». Ділянки відбору проб

НПП «Ужанський» створений згідно з Указом Президента України [204] і він є частиною єдиного в Світі трilaterального Міжнародного біосферного резервату «Східні Карпати» (Польща-Словаччина-Україна). Цінністю парку є букові ліси, що займають 14905 га від усієї його площі. Територіальною основою НПП «Ужанський» став регіональний ландшафтний парк «Стужиця» (площа вилучених земель 4470 га) [205, 206]. НПП «Ужанський» розташований у передгірському районі Закарпаття (західна частина) в басейні річки Уж і простягається з південного заходу від с. Забродь (226 м н.р.м.) на північний схід

до Ужоцького перевалу (852 м н.р.м.). Площа НПП «Ужанський» становить 39159,3 га. На заході межа НПП проходить по державному кордону із Словаччиною (протяжність 28 км), а на півночі – по державному кордону із Польщею (протяжність 30 км) [205, 206].

Гірський ландшафт НПП за характером геологічної та морфологічної структури належить до ярусу пологосхиливих низькогірних хребтів, що піднімаються в середньому до 1000 м н.р.м., які вкриті лісами. Крутизна схилів цього ярусу коливається в межах 20-35°, але вони досить інтенсивно почленовані зворами невеликих потічків.

Ґрунтовий покрив території НПП «Ужанський» дещо різниться: від темно-бурих гірсько-лісових суглинистих на елювій-делювій флішових породах, що займають найбільш високі гіпсометричні рівні (потужність 58-85 см) з переходом до світло-бурих гірсько-лісових суглинистих ґрунтів (останні займають переважну площу НПП). Дерново-алювіальні суглинисті ґрунти сформувались на алювіальних відкладах заплави річки Стужиця та її приток. Ґрунти території НПП «Ужанський» відзначаються непоганою дернованістю, мають найкращий в межах регіону водно-повітряний режим.

Гідромережу НПП «Ужанський» складає річка Уж (з притоками), яка відноситься до басейну р. Тиса і впадає у р. Лаборець (територія Словаччини). Річка Уж бере початок на 5 км східніше Ужоцького перевалу, загальна довжина річки складає 128 км, площа водозабору – 2750 км<sup>2</sup> (у межах України відповідно протяжність 95 км, площа водозабору 2010 км<sup>2</sup>). Середній ухил р. Уж складає 7,2°, коефіцієнт звивистості – 1,62.

Флора і фауна НПП «Ужанський» є багатою і окрім наявності у межах території НПП букових пралісів виділяють 20 рідкісних фітоценозів (занесені до Зеленої книги України), 10 видів фауни і 40 видів флори занесені до Червоної книги України, з них 4 види фауни – до Європейського червоного списку.

Як і у випадку НПП «Синевир», вибір ділянок дослідження ґрунтів і донних відкладів малих річок у межах НПП «Ужанський» здійснювався з урахуванням висот місцевості, типу ґрунтів, морфологічних особливостей річок та інших



критеріїв, що забезпечують презентабельність результатів моніторингу. На рис. 2.2 представлено ділянки відбору проб ґрунтів і донних відкладів малих річок в межах НПП «Ужанський» (контур території НПП виділено) з відображенням геоморфологічних відмінностей території.

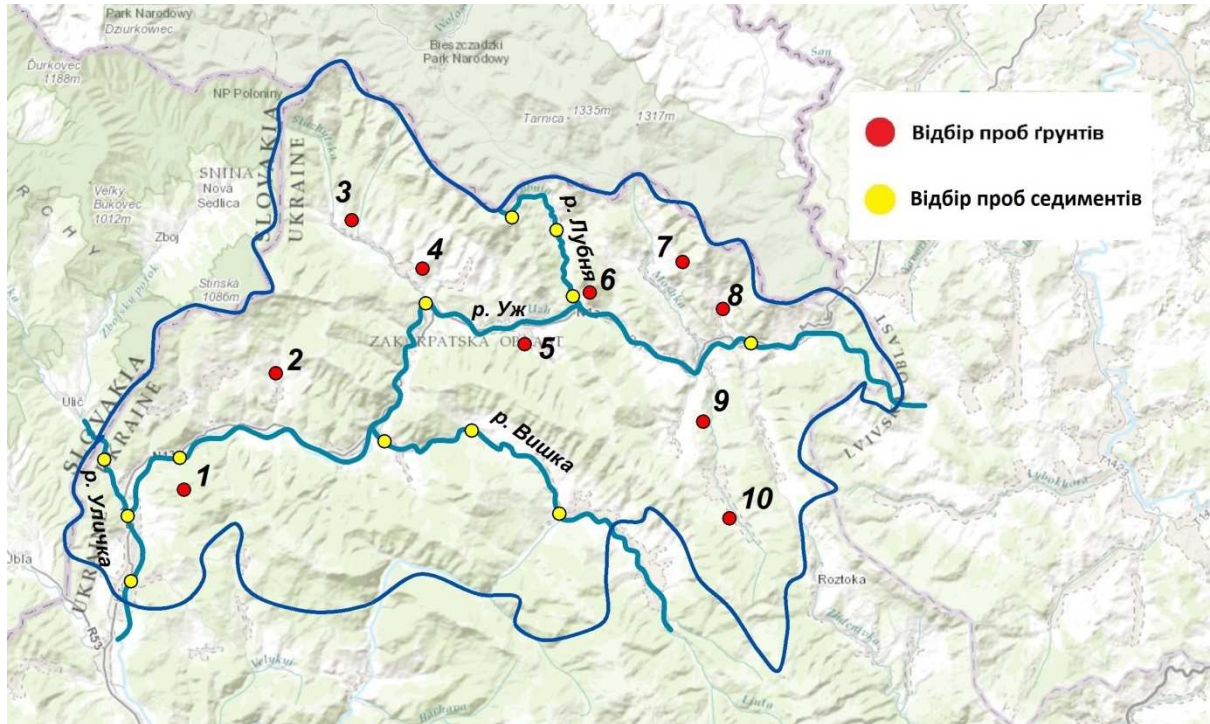


Рис. 2.2. Ділянки відбору проб ґрунтів (●) та донних відкладів малих річок (●) у межах НПП «Ужанський».

### 2.1.3. Коротка характеристика НПП «Зачарований край». Ділянки відбору проб

Як вже зазначалось, статусу національний природний парк НПП «Зачарований край» набув лише у 2009 році [200], тому територія цього об'єкту практично не досліджена. НПП «Зачарований край» створений на основі регіонального ландшафтного парку «Зачарований край», який, у свою чергу, був створений у 2002 році. Мета створення НПП «Зачарований край» – збереження у природному стані унікальних природних ландшафтів, таких як:

- найглибше (~ 7 м) в Українських Карпатах оліготрофне сфагнове болото «Чорне багно» (15 га, 14.09.1975 р.);
- геологічний заказник місцевого значення «Зачарована долина» (150 га, 03.08.1978 р.);



- букові праліси – спонтанно сформовані лісові екосистеми, які представлені різними віковими групами та фазами розвитку деревостану. В межах НПП площа пралісів складає 568,3 га, із них у заповідній зоні – 451,5 га.

Територія НПП «Зачарований край» належить до центральної частини Вигорлат-Гутинської Вулканічної гряди передгір'їв Східних Карпат (хребет Великий Діл). Цей масив відділений від інших частин Вулканічної гряди долинами річок Латориця з північного-заходу та Боржава з південного-сходу. НПП розташований на південно-західних схилах вулканічного масиву, відроги якого спускаються до околиць сіл Осій, Ільниця, Підгірне, Крайня Мартинка і формують його південні та південно-західні окраїни. Територія НПП розташована у передгірській і низинній частині Закарпаття. Північно-східна межа НПП проходить по хребту гряди і межує зі Свалявським районом, східна — продовжується по хребту, який від найвищої точки масиву – гори Бужора, звертає на південь [207, 208].

Загальна площа НПП «Зачарований край» складає 6101,0 га, з яких на заповідну зону припадає 487,0 га, на зону регульованої рекреації – 2710,0 га, на зону стаціонарної рекреації – 11,0 га, а на господарську зону – 2893,0 га.

Ґрунтовий покрив НПП типовий для низинної частини Закарпатської області із домінуванням бурих гірсько-лісових неглибоких щебенувато-кам'янистих середньосуглинкових ґрунтів (~ 30%), решта – бурі гірсько-лісові середньоглибокі та глибокі оглеєні щебенувато-кам'янистих середньосуглинкових ґрунти.

Гідромережу НПП «Зачарований край» складає річка Боржава (з притоками, налічується 36 малих річок і водотоків), яка належить до басейну р. Тиса, а також окремі болота. Швидкість течії р. Боржава, як і більшості її притоків, складає 7,2-11,5 км/год з різкими перепадами, ширина річки коливається у межах 5-20 м, глибина – 0,5-1,0 м.

Ліси займають 87,5% всієї території НПП, причому понад 90% – це корінні угруповання бука лісового і лише біля 7% припадає на похідні угруповання, утворені дубом скелястим і смерекою [209, 210]. Флора і фауна НПП

«Зачарований край» характеризується значною біорізноманітністю: зустрічаються 165 видів флори і 58 видів фауни, із яких 29 видів рослин і 38 видів тварин занесені до Червоної книги України.

Вибір ділянок дослідження ґрунтів і донних відкладів малих річок у межах НПП «Зачарований край» здійснювався з урахуванням висот місцевості, типу ґрунтів, морфологічних особливостей річок та інших критеріїв, що забезпечують презентабельність результатів моніторингу. На рис. 2.3 представлено ділянки відбору проб ґрунтів і донних відкладів малих річок в межах НПП «Зачарований край» (контур території НПП виділено) з відображенням геоморфологічних відмінностей території.

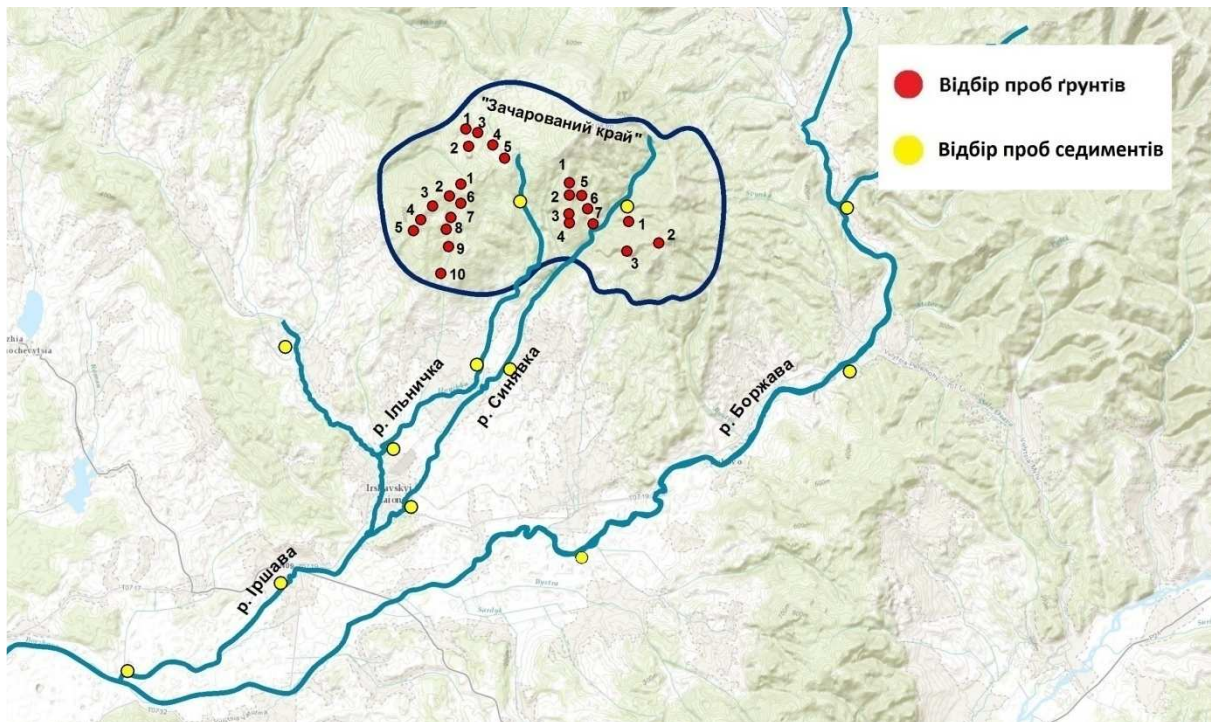


Рис. 2.3. Ділянки відбору проб ґрунтів (●) та донних відкладів малих річок (●) у межах НПП «Зачарований край». Відбір проб рослин здійснювався на ділянках пробовідбору ґрунтів.

В цілому, відбір проб для дослідження проводився з урахуванням всіх значимих факторів довкілля, що забезпечує презентабельність результатів моніторингу і дозволяє їх використати у системі екологічного менеджменту для підвищення ефективності заходів забезпечення екологічної безпеки.

#### 2.1.4. Відбір та підготовка проб

Відбір проб ґрунтів здійснювали одноразово у весняно-осінній період, адже ґрунти є відносно інертними об'єктами довкілля. Методологія відбору проб ґрунтів, в т.ч. за профілями: 0-20 см – гумусовий ґрунтовий горизонт Н; 20-50 см – верхній перехідний Н<sub>р</sub> горизонт; > 50 см – нижній перехідний НР(Ph) горизонт, підготовка їх до аналізу, транспортування і зберігання здійснювали у відповідності з [211-215].

Проби ґрунту відбирались за «правилом конверту» на вершинах гір, на схилах і на низинах за допомогою керну, очищали від органічних решток, висушували при кімнатній температурі до «повітряно-сухого стану» і просіювали крізь сита з розміром отворів 1,0 мм (вологість контролювалась гравіметрично). Ґрунти зберігали в ексікаторі, а всі визначення проводили при відносній вологості до 60%. Підготовлені зразки ґрунту перед радіоекологічними дослідженнями поміщали у герметичні ємності на три тижні, для забезпечення умов рівноваги радіонуклідів рядів  $^{238}\text{U}$  та  $^{232}\text{Th}$ .

При визначенні валового вмісту ВМ підготовку проб здійснювали у відповідності з [216]. Наважку ґрунту  $2,0 \pm 0,1$  г поміщають у фарфоровий тигель і прожарювали у муфельній печі при  $t = 400-450^\circ\text{C}$  протягом 2-х годин. Мінералізацію проби проводили сумішшю кислот ( $\text{HF}$ ,  $\text{HCl}$ ,  $\text{HNO}_3$ ). Для пришвидшення мінералізації використовували мінералізатор ІЧ-випромінювання. При визначенні кислоторозчинних форм ВМ підготовку проб здійснювали у відповідності з [217]. Наважку ґрунту  $2,0 \pm 0,1$  г поміщають в колбу на  $100\text{ см}^3$ , приливають  $20\text{ см}^3$  1 н  $\text{HNO}_3$ , ретельно перемішують і залишають на 24 години. Після відстоювання розчин перемішують і фільтрують крізь фільтр «біла стрічка». Концентрація  $\text{HNO}_3$  в аналізованій витяжці становить не більше 1 моль/дм<sup>3</sup>. Співвідношення ґрунт / розчин становить 2 г /  $20\text{ см}^3$ .

Відбір проб донних відкладів малих річок проводили щоквартально (протягом 2008-2013 років) за схемою, яка забезпечувала ділянки верхньої, середньої і нижньої течії річки (відстань між ділянками пробовідбору 5-10 км) з

урахуванням рекомендацій [218]. Донні відклади відбирались згідно [219] у стаціонарних точках по своїй глибині (2-15 см в залежності від рівня замулювання) із використанням драг, проби очищались від органічних решток, висушувались при 110°C (вологість контролювалась гравіметрично), а підготовлені зразки донних відкладів зберігали в ексикаторі. Підготовлені зразки донних відкладів, як і у випадку ґрунтів, перед радіоекологічними дослідженнями поміщали в герметичні ємності на три тижні для забезпечення умов рівноваги радіонуклідів рядів  $^{238}\text{U}$  та  $^{232}\text{Th}$ .

Зразки рослин (зелена частина) відбирали на ділянках відбору проб ґрунтів як на початку вегетативного періоду (квітень), так і в кінці вегетативного періоду (вересень) за [220]. Оберемки окремих рослин (папороть, мох) зрізали на рівні ґрунту на площі 250 м<sup>2</sup>. Мінералізацію проб рослин здійснювали «сухим способом» згідно [221]. Мінералізатор розчиняли у розчині  $\text{HNO}_3$  «х.ч.» концентрацією 1,0 моль/дм<sup>3</sup> і доводили об'єм розчину до стандартного.

## 2.2. Методи дослідження, їх апаратурне оформлення, стандартні зразки

У процесі дослідження використано комплекс сучасних фізичних, фізико-хімічних і хімічних методів аналізу. У роботі використовували державні стандартні зразки (ДСЗ):

- ДСЗ розчинів металів, зокрема, Cu (ДСЗУ 022.47-96: Cu/1,00 фон –  $\text{HNO}_3$ ), Zn (ДСЗУ 022.63-96: Zn/1,00 фон –  $\text{HNO}_3$ ), Pb (ДСТУ 022.54-96: Pb/1,00 фон –  $\text{HNO}_3$ ), Cd (ДСТУ 022.42-96: Cd/1,00 фон –  $\text{HNO}_3$ ), Hg (ДСТУ 022.7-96: Hg/1,00 фон –  $\text{HNO}_3$ ), K (ДСТУ 022.21-96: K/1,00 фон –  $\text{H}_2\text{O}$ );

- стандартні зразки для приготування калібрувальних рідин для рН-метрів;
- еталонне джерело (КОУНС), який являє собою посудину Марінеллі заповнену стандартним зразком ( $^{152}\text{Eu}$  та комбінованих зразків  $^{40}\text{K}$ – $^{137}\text{Cs}$ ); точкове стандартне джерело  $^{60}\text{Co}$ .

Приготування стандартних розчинів металів проводили згідно [222].

Визначення вмісту ВМ у ґрунтах, донних відкладах і рослинах проводили методом атомно-абсорбційної спектроскопії (ААС). Для визначення Cu, Zn, Pb і Cd використовували метод електротермічної ААС із застосуванням атомно-абсорбційного комплексу КАС-120.1 (спектрометр С-115М та атомізатор «Графіт-2» із комп'ютерною реєстрацією аналітичного сигналу). Програмне забезпечення – ліцензована програма КАС (АТ «Селмі»). Визначення Hg проводили методом ААС «холодної пари» на атомно-абсорбційному спектрометрі «С-115М» із використанням приставки «Юлія». Дослідження проводились у випробувальній лабораторії ДП «Закарпатський державний центр стандартизації, метрології та сертифікації».

Визначення вмісту Купруму в окремих зразках ґрунтів і донних відкладів, що здійснювалось для підтвердження правильності визначення Cu методом ААС, проводили спектрофотометричним методом з реагентом диетилдитіокарбаматом Плюмбуму згідно [223], а вимірювання оптичної густини проводили на фотоелектроколориметрі КФК-3.

Визначення валового вмісту Калію у ґрунтах проводили як методом ААС, так і методом полум'яної спектрофотометрії. Застосовували полум'яний метод ААС з використанням атомно-абсорбційного спектрометра «С-115М» (полум'я ацетилен-кисень), визначення Калію методом полум'яної спектрофотометрії проводили на полум'яному спектрофотометрі ФПА-2 (полум'я ацетилен-кисень).

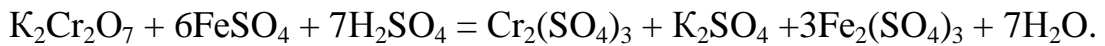
Актуальну кислотність ґрунтів (рН водної витяжки) визначали потенціометричним методом [224] із використанням рН-метра «ОР-211/1» (скляний індикаторний електрод, хлорсрібний електрод порівняння). Підготовлені проби ґрунту масою  $30,0 \pm 0,1$  г поміщають у конічну колбу, додавали  $150 \text{ см}^3$  дистильованої води і перемішували протягом 3-ох за допомогою мішалки і залишають на 5 хвилин для відстоювання. Частину отриманої суміші фільтрують (паперовий фільтр «бала стрічка») і об'єм  $15\text{-}20 \text{ см}^3$  використовують для визначення рН. Калібрування рН-метра проводять за трьома буферним розчинам з рН 4,01; 6,86 і 9,18 приготовлені із стандарт-титрів. Прокази приладу записуються не пізніше ніж через 1,5 хвилини після занурення

електродів у водну витяжку. Під час роботи, настройку рН-метра періодично перевіряють за буферним розчином з рН 6,86.

Визначення вмісту гумусу (органічної речовини) у ґрунтах проводили титриметрично [225]. Метод базується на окисненні гумусових речовин ґрунту (беруть точну наважку ґрунту) до  $\text{CO}_2$  і  $\text{H}_2\text{O}$  за допомогою біхромату калію у середовищі сульфатної кислоти:



Про кількість гумусу судять за кількістю витраченого на окиснення гумусу біхромату калію, а залишок окисника, що не прореагував, визначають титруванням розчином сульфату феруму(II) або солі Мора:



Визначення ємності катіонного об'ємну ґрунтів та донних відкладів проводили згідно [226]. Ємність поглинання – це кількість усіх поглинутих (обмінних) катіонів, які можуть бути витіснені з ґрунту. Суть даного методу полягає у повному витісненні катіонів із проби ґрунту буферним розчином  $\text{BaCl}_2$ . Вміст обмінних катіонів виражають у мг $\times$ екв / 100 г ґрунту або донних відкладів. Для витіснення обмінних катіонів крім буферного розчину хлориду барію використовують 0,05 моль/дм<sup>3</sup> розчин  $\text{H}_2\text{SO}_4$  та 0,1 моль/дм<sup>3</sup> розчин  $\text{NaOH}$ .

Ємність катіонного обміну ґрунтів та донних відкладів в значній мірі, поряд з іншими факторами, впливає на міграцію і акумуляцію ВМ.

Вимірювання абсолютної активності ГАН проводили в низькофонових умовах на гамма-спектрометричному комплексі «SBS-40» (свідоцтво про метрологічну повірку №48/2033-13) з охолоджувальним 100 см<sup>3</sup> та 175 см<sup>3</sup> HPGe коаксіальним напівпровідниковим Ge(Li)-детектором. Вимірювання проводили за рекомендаціями [227]. Дослідження проводили у відділі фотоядерних процесів Інституту електронної фізики НАН України (м. Ужгород).

Окремі радіоекологічні дослідження проводили на бета-спектрометрі «СЕБ-01» (дата останньої повірки 21.08.2014 р.) у випробувальній лабораторії ДП «Закарпатський державний центр стандартизації, метрології та сертифікації».

Такі дослідження проводили для порівняння даних гамма-спектрометрії (прилад «SBS-40») і бета-спектрометрії (прилад «СЕБ-01»).

Картографування територій за даними хімічного і радіоекологічного моніторингу проводили за допомогою комп'ютерної програми «ArcGIS 10.2.1» з прив'язкою до GPS-координат [228, 229]. Доступ до функцій пакету ArcGIS здійснюється за допомогою графічного інтерфейсу, набір інструментів якого залежить від програмного модулю. Для проведення аналізу був використаний модуль ArcMap версії 10.2.1 для робочих станцій. Для проведення всіх необхідних аналізів, модулю ArcMap потрібні вхідні дані збережені в доступному табличному форматі. Відповідно, в цій роботі були використані два методи завантаження вхідних даних досліджень:

- експорт безпосередньо з документу MicrosoftExcel;
- ввід даних використовуючи вбудований табличний редактор ArcMap з інтерактивним розміщенням точок пробовідбору на мапі. При експорті попередньо підготовлених даних з Excel вказано координати GPS з відповідними назвами стовпчиків таблиці. Після успішного імпорту дані точок пробовідбору будуть відображені, як окремий графічний шар на мапі.

Іншим досить ефективним методом вводу даних є використання діалогу завдання безпосередньо GPS координат точок. З використанням цього способу кожній точці на мапі присвоюються автоматично такі атрибути, як унікальний ідентифікатор та координати GPS. Наступним кроком є створення нового стовпчика з даними в таблиці ArcMap та редагування даних за допомогою вбудованого табличного редактора. Також є можливість інтерактивного редагування цих даних за допомогою меню «Редактор/Почати редагування» панелі інструментів.

Наявність збережених вхідних даних в табличному форматі дозволяє виконувати ряд аналітичних функцій, одною з яких є метод аналізу Кригинга. Цей метод був використаний для проведення аналізів і є доступним з панелі інструментів в меню «Геостатистичний Аналіз / Геостатистичні методи».

В меню налаштувань представлення графічних результатів були проведені коректування, а саме:

- вибір потрібної кольорової теми легенди значень;
- завдання границь відображення та прозорості діаграми на мапі;
- фільтрування необхідного діапазону значень.

Паспортизацію ґрунтів проводили згідно [230]. Всі метрологічні характеристики результатів дослідження розраховували згідно [231].

### **2.3. Постановка експерименту і параметри визначення показників. Визначення окремих параметрів стану ґрунтів і донних відкладів**

Визначення ВМ методом електротермічної ААС на приладі КАС-120.1 проводили за наступних умов:

- атомізація проводилась у режимі «газ-стоп»; корекція фону (дейтерієва лампа) – включений; як величину аналітичного сигналу використовували його площу; об'єм аналізованої проби – 10-20 мкл; застосовували звичайні графітові кювети; температура очистки графітової печі – 3000°C; джерело світла – модифіковані лампи порожнистого катоду; захисний газ – високочистий Аргон;
- режим роботи КАС-120.1 представлений у табл. 2.1;
- умови визначення ВМ: (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 атомізації Cd – 2300°C; Cu, Pb і Zn – 2400°C за [232];
- використовували метод градуювального графіку (побудова здійснювалась з використанням стандартних розчинів ВМ, проводилась апроксимація графіка);
- як хімічний модифікатор (для усунення можливих матричних ефектів і покращення метрологічних характеристик методу) використовували натрієву сіль ізонікотиноїлгідразону піровиноградної кислоти [233].

Визначення Hg методом ААС «холодної пари» проводили із використанням атомно-абсорбційного спектрометра «С-115М» та приставки «Юлія» за допомогою індуктивної лампи при  $\lambda_{рез}=253,7$  нм із дотриманням вимог [234]. Використовували метод градуювального графіку.



Параметри роботи атомно-абсорбційного комплексу КАС-120.1

Крок	t, °C	Час, с	Нагрівання	Газ	Регулювання	Вимірювання	Ресстрація	Управління
01	0080	020	1	4	1	0	0	0
02	0080	020	0	4	1	0	0	0
03	500	015	1	4	1	0	0	0
04	0020	005	0	0	1	1	0	0
05	2300 – 2400	005	1	0	1	0	0	1

Примітка. Крок 03 – піроліз (термообробка в потоці аргону); крок 05 – атомізація (температура залежить від визначуваного компоненту).

Визначення валового вмісту Калію у ґрунтах проводили двома методами:

- метод полум'яної спектрофотометрії на приладі ФПА-2 (полум'я ацетилен-кисень) при  $\lambda_{\text{рез}} = 766,5$  нм. Спектральний буфер CsCl;
- метод полум'яної ААС на приладі «С-115М» (полум'я ацетилен-кисень) при  $\lambda_{\text{рез}} = 766,5$  нм (друга аналітична лінія).

Гамма-спектрометричні дослідження проводились на комплексі «SBS-40» (із використанням пасивного захисту детектору) у стандартизованих умовах ( $20,0 \pm 2,0^\circ\text{C}$ , відносна вологість  $\leq 60\%$ ), число проведених вимірів ( $n \geq 6$ ), контролювався дрейф каналу і роздільна здатність, час вимірювання від 600 до 108000 с (30 год.), у кілька етапів:

- калібрування приладу за стандартним джерелом гамма-випромінювання КОУСН, яке являє собою посудину Маріселлі, що заповнена стандартним зразком ( $^{152}\text{Eu}$  та комбінованих зразків  $^{40}\text{K} - ^{137}\text{Cs}$ ). Геометричні параметри посудини Маріселлі: внутрішній діаметр – 9,6 см, зовнішній діаметр – 15 см, висота наповнення посудини – 8,9 см, товщина стінок – 0,2 см, а циліндричного контейнеру: діаметр основи – 11,03 см, висота наповнення – 5,30 см, товщина стінок – 0,08 см, ємність – 0,1 дм<sup>3</sup>. Підкалібровку приладу проводили за стандартним точковим джерелом  $^{60}\text{Co}$  (роздільна здатність Ge(Li)-детектора

складала 3,5 кеВ для  $^{60}\text{Co}$  з енергією 1333 кеВ). Різноманітність підходів щодо калібрування напівпровідникових детекторів, у т.ч. Ge(Li)-детектора, та оцінки їх ефективності наводяться в роботах [235-237];

- вимірювання радіаційного фону установки, ідентифікація ГАН, внесення фонових значень у програму аналізатора «SBS-40», яка дозволяє ефективно проводити ідентифікацію ГАН, а також обраховувати їх питому активність;
- визначення питомої активності ГАН у зразках об'єктів довкілля.

У роботі проводилась оптимізація параметрів вимірювання і визначення ГАН, яка стосується, переважно, оптимізації часу виміру, а також визначення точності проведення таких вимірювань.

Для ідентифікації ГАН шукали піки повного поглинання (ППП) у гамма-спектрі. Одержаний гамма-спектр обробляли за формою і положенням ППП – кількістю імпульсів,  $N_{\text{max}}$  та енергією піка,  $E_{\text{max}}$ , а також його площею  $\Delta S$ , що містить сукупність послідовних точок в гамма-спектрі, які приймаються як ППП. Задовільною моделлю для апроксимації ППП експериментальних гамма-спектрів є функція нормального розподілу, інтегрована за шириною каналу  $l$  (2.1):

$$\Delta S_l = \frac{\Delta S}{\sigma \sqrt{2\pi}} \int_{l-\frac{1}{2}}^{l+\frac{1}{2}} e^{-\frac{(E-E_{\text{max}})^2}{2\sigma^2}} dE \quad (2.1)$$

де  $\Delta S_l$  – площа каналу  $l$  (число імпульсів у каналі  $l$ );  $\Delta S$  – площа ППП; ПШПВ – повна ширина ППП на напіввисоті;  $\sigma$  – дисперсія, де  $\sigma = \text{ПШПВ}/2,355$ ;  $E_{\text{max}}$  – енергія, яка відповідає максимуму ППП;  $E$  – енергія, яка відповідає каналу.

Іншим важливим критерієм обробки експериментальних гамма-спектрів є критерій «трьох коренів із фону». Так, якщо  $\Delta S > 3\sqrt{\text{фон}}$ , тоді ППП є аналітичним, тобто використовується для подальших обчислень. В іншому випадку ППП не використовується у режимі автоматичної обробки.

Наступним кроком обробки експериментальних гамма-спектрів є порівняння ПШПВ одержаного спектру з ПШПВ<sub>еталону</sub> (повна ширина ППП на напіввисоті визначена програмою SBS-40 при обробці еталонних спектрів для стандартних зразків). Так, якщо ПШПВ  $>$  ПШПВ<sub>еталону</sub>, тоді ППП розглядається

як мультиплет і розкладається на синглетні піки, які описуються (2.1). Якщо ж  $\text{ПШПВ} < \text{ПШПВ}_{\text{еталону}}$ , тоді ППП не розглядається ні в автоматичному, ні в ручному режимі роботи. ППП, що пройшли процедури обробки за вказаними критеріями, ставляться у відповідність до певного інтервалу енергій  $E_{\text{max}} \pm \Delta E$ , що є інтервалом можливих значень  $E_{\gamma} \pm \Delta E_{\gamma}$  енергій ліній ГАН, які, можуть бути представлені в експериментальному спектрі.

Знаходження значення ППП, що здійснюється пакетом програм SBS-40 є необхідним, але недостатнім етапом ідентифікації ГАН, адже для забезпечення точності подальших обчислень необхідно переконатися у відсутності накладання аналітичних ліній різних ГАН. Для вирішення цієї проблеми програмою SBS-40 використовується інформація про наявність в експериментальному спектрі інших аналітичних ліній ППП, що належать конкретному ГАН, а також дані про квантові виходи  $n$  цих ліній, періоди напіврозпаду  $T_{1/2}$  ГАН, тощо. Кінцевим результатом обробки експериментальних гамма-спектрів є список найбільш імовірних ідентифікованих ГАН.

При ідентифікації гамма-ліній в експериментальних спектрах досліджуваних зразків та проведення розрахунків питомої активності використовувалися каталоги гамма-спектрів ГАН [238-240]. Всі вимірювання проводили із дотриманням вимог [241].

Оцінку питомої активності природних ГАН у зразках об'єктів довкілля проводили для  $^{40}\text{K}$  та радіоактивних міток рядів  $^{232}\text{Th}$  і  $^{238}\text{U}$ . Якщо оцінку питомої активності  $^{40}\text{K}$  у об'єктах довкілля здійснюють безпосередньо при енергії випромінювання 1460,8 кеВ [242, 243], оцінку питомої активності  $^{232}\text{Th}$  і  $^{238}\text{U}$  у об'єктах довкілля, як вже нами зазначалось у п. 1.3, проводять за радіоактивними міткам [244, 245].

Як радіоактивні мітки ГАН ряду  $^{238}\text{U}$  використовували:

- $^{214}\text{Bi}$  із енергією гамма-квантів 609,3 кеВ, 1120,3 кеВ та 1764,6 кеВ;
- $^{214}\text{Pb}$  із енергією гамма-квантів 295,2 кеВ та 351,9 кеВ;
- $^{226}\text{Ra}$  із енергією гамма-квантів 186,2 кеВ;
- $^{210}\text{Tl}$  із енергією гамма-квантів 296,1 кеВ та 795,4 кеВ;

Як радіоактивні мітки ГАН ряду  $^{232}\text{Th}$  використовували:

- $^{212}\text{Bi}$  із енергією гамма-квантів 727,3 кеВ;
- $^{212}\text{Pb}$  із енергією гамма-квантів 238,6 кеВ;
- $^{208}\text{Tl}$  із енергією гамма-квантів 583,2 кеВ та 2614 кеВ;
- $^{228}\text{Ac}$  із енергією гамма-квантів 338,3 кеВ і 911,2 кеВ.

Критерієм радіоактивної рівноваги ГАН рядів U/Th у зразках об'єктів довкілля обирали сталість відношення активності  $^{214}\text{Bi}/^{214}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ .

Техногенний радіонуклід  $^{137}\text{Cs}$  визначали безпосередньо за енергією гамма-квантів 661,7 кеВ.

Для оцінки точності радіоекологічних вимірювань на комплексі «SBS-40» проводили дві групи досліджень:

- окремі зразки ґрунтів і донних відкладів досліджували на бета-спектрометрі «СЕБ-01» при різному часі вимірювання із оцінкою питомої активності  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ , з розрахунком збіжності відповідних результатів з даними гамма-спектрометрії [231]. Ідентифікація відповідних радіонуклідів здійснювалась за такими енергіями випромінювання:  $^{40}\text{K}$  – 1460,8 кеВ (гамма-активність);  $^{137}\text{Cs}$  – 661,7 кеВ (гамма-активність);  $^{90}\text{Sr}$  – 546,1 кеВ (бета-активність), і дочірнього від  $^{90}\text{Sr}$  ізотопу  $^{90}\text{Y}$  – 2270 кеВ (бета-активність).

- оцінка валідності методики гамма-спектрометричного визначення  $^{40}\text{K}$  у ґрунтах проводилась через визначення валового вмісту Калію (методом ААС та полум'яної спектрофотометрії). Для цього дані про питому активність  $^{40}\text{K}$  ( $A_{\text{K-40}}$ ) у гумусовому ґрунтовому горизонті, а також значення природної активності для  $^{40}\text{K}$  ( $2,652 \times 10^5$  Бк/г) розраховували вміст  $^{40}\text{K}$  у ґрунті (г/кг), а через природний вміст  $^{40}\text{K}$  (0,0117%) розраховували валовий ( $\Sigma\text{K}$ ) вміст Калію (г/кг) у досліджуваних ґрунтах за формулами (2.2 і 2.3):

$$C_{\text{K-40}}(\text{г/кг}) = \frac{A_{\text{K-40}}(\text{Бк/кг})}{2,652 \times 10^5 (\text{Бк/г})} \quad (2.2)$$

$$\Sigma\text{K}(\text{г/кг}) = \frac{C_{\text{K-40}}(\text{г/кг}) \times 100\%}{0,0117\%} \quad (2.3)$$

Оцінку збіжності результатів визначення валового вмісту Калію у ґрунтах (через дані гамма-спектрометрії та одержані методом ААС і полум'яної спектрофотометрії) проводили за [231].

Для оцінки міграції ВМ у об'єктах довкілля використовували коефіцієнти міграції. Коефіцієнт міграції ВМ у системі «ґрунт – донні відклади» у досліджуваних зразках розраховували за формулою (2.4):

$$K_{\text{мігр}} = \frac{V.B._{\text{ДВ}} (\text{мг} / \text{кг})}{V.B._{\text{Г}} (\text{мг} / \text{кг})} \times 100\% \quad (2.4)$$

$V.B._{\text{ДВ}}$  – валовий вміст ВМ у донних відкладах;

$V.B._{\text{Г}}$  – валовий вміст досліджуваного ВМ у ґрунті.

Розрахунок транслокаційних коефіцієнтів міграції ( $K_{\text{ТМ}}$ ) різних ВМ у системі «ґрунт – рослина» розраховували за формулою (2.5):

$$K_{\text{ТМ}} = \frac{V.B._{\text{Р}} (\text{мг} / \text{кг})}{V.B._{\text{Г}} (\text{мг} / \text{кг})} \times 100\% \quad (2.5)$$

$V.B._{\text{Р}}$  – валовий вміст ВМ у рослині;

$V.B._{\text{Г}}$  – валовий міст досліджуваного ВМ у ґрунтах.

Важливим аспектом оцінки міграційних процесів ВМ у ґрунтах гумусового профілю є співвідношення вмісту кислоторозчинних (рухомих) форм цих сполук до їх валового вмісту, і ми називаємо це показник міграційною здатністю металів (МЗ). Даний показник розраховують за формулою (2.6):

$$МЗ = \frac{K.\Phi._{\text{Г}} (\text{мг} / \text{кг})}{V.B._{\text{Г}} (\text{мг} / \text{кг})} \times 100\% \quad (2.6)$$

$K.\Phi._{\text{Г}}$  – вміст кислоторозчинних форм ВМ у ґрунті;

$V.B._{\text{Г}}$  – валовий вміст ВМ у ґрунті.

Для можливості порівняння міграційних процесів у ґрунтах і донних відкладів територій різних ландшафтних зон, важливим є визначення окремих параметрів стану цих об'єктів, зокрема типу ґрунту, вміст в ґрунтах і донних відкладах органічних речовин, рН, а також ємності катіонного обміну цих об'єктів, адже ці показники впливаю на процеси міграції та акумуляції ВМ.

Для цього були одержані усереднені проби ґрунтів і донних відкладів малих річок досліджуваних територій природно-заповідного фонду (НПП «Синевир», НПП «Ужанський», НПП «Зачарований край») і визначені зазначені параметри. Результати представлені у табл. 2.2.

Таблиця 2.2.

Результати визначення окремих параметрів стану ґрунтів і донних відкладів малих річок

Досліджуваний зразок	Тип ґрунту	pH	Вміст органічної речовини, %	Ємність катіонного обміну, мг/екв / 100 г
НПП «Синевир»				
Усереднений зразок ґрунту гумусового профілю	Гірсько-лісові бурі кислі, неопідзолені	4,0±0,2	0,73±0,11	29,9±3,1
Усереднений зразок донних відкладів річок	-	4,9±0,2	1,08±0,21	20,4±2,2
НПП «Ужанський»				
Усереднений зразок ґрунту гумусового профілю	Темно-бурі гірсько-лісові кислі, неопідзолені	4,6±0,5	1,41±0,40	34,7±3,2
Усереднений зразок донних відкладів річок	-	5,5±0,4	1,95±0,54	24,6±2,8
НПП «Зачарований край»				
Усереднений зразок ґрунту гумусового профілю	Бурі гірсько-лісові, опідзолені, кислі, оглеєні, важко суглинкові	4,3±0,3	0,89±0,31	37,4±3,9
Усереднений зразок донних відкладів річок	-	5,2±0,2	1,44±0,33	28,7±3,1

Примітка. pH – кислотність водної витяжки ґрунту або донних відкладів (співвідношення 1:5).

Тип визначених ґрунтів (різновиди буроземів) узгоджується з даними [246], що дозволяє проводити узагальнення результатів моніторингу. Згідно [246]

основна фракція буроземів Закарпаття припадає на 0,05-0,001 мм (28-44 %) і домінують менші фракції, тому дослідження фракційного складу досліджуваних ґрунтів є недоцільним.

Більш детальна інформація про тип ґрунтів досліджуваних природно-заповідних територій представлений у розділі 5 при представленні даних паспортизації ґрунтів.

Дані табл. 2.2 показують, що ґрунти є різновидами глинистих буроземів, всі ґрунти і донні відклади мають кислотний характер, невеликий вміст органічної речовини (малогумусні ґрунти), а значення величин ємності катіонного обміну свідчать про здатність ґрунтів і донних відкладів до накопичення катіонів металів, в т.ч. ВМ, причому найбільша здатність до акумуляції притаманна ґрунтам і донним відкладам низовинних ландшафтних зон. Ємність катіонного обміну ґрунтів є вищою, ніж донних відкладів малих річок відповідних зон, хоча вміст органічної речовини є більшим у донних відкладах.

Таким чином, вибір досліджуваних територій НПП, ділянок відбору проб та їх підготовка до аналізу, методів дослідження та їх апаратного оформлення забезпечує презентабельність одержаних результатів.

Визначені окремі параметри стану ґрунтів і донних відкладів малих річок свідчать про їх здатність до акумуляції катіонів металів, в т.ч. ВМ, причому для низовинних ландшафтних зон вона є більш вираженою, ніж для передгірських і гірських ландшафтів.

## РОЗДІЛ 3

### РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

Радіоекологічний моніторинг ГАН у об'єктах довкілля передбачав проведення оптимізації параметрів вимірювання ГАН методом гамма-спектрометрії та оцінку валідності методики вимірювань, а також моніторинг ґрунтів і донних відкладів у межах НПП «Зачарований край», «Синевир» і «Ужанський».

#### **3.1. Оптимізація параметрів вимірювання ГАН і оцінка валідності методики вимірювання**

Метод гамма-спектрометрії є високочутливим [38, 185, 238, 244, 246], але для ефективної ідентифікації ГАН вимагаються тривалі вимірювання, що з позиції оперативного моніторингу є не завжди зручно. Крім того, про точність визначення ГАН судять, виходячи лише з умов вимірювання (калібрування приладу, роздільна здатність детектора, дрейф каналу) та метрологічних характеристик методу гамма-спектрометрії. При цьому відомо, що чутливість і відтворюваність визначення питомої активності ГАН методом гамма-спектрометрії у значній мірі залежить від часу вимірювання. Тому оптимізація параметрів вимірювання ГАН, за однаковим інших умов дослідження, стосується, переважно, часу вимірювання.

Дослідження впливу часу вимірювання на ефективність ідентифікації фоноутворюючих ГАН проведено нами в інтервалі 2500 – 21600 с. Мінімальний час (2500 с) рекомендований інструкцією до приладу «SBS-40» [227], а максимальний (21600 с) – це час можливого одиночного вимірювання протягом робочої варті з урахуванням калібрування установки. Дослідження показали, що із зростанням часу вимірювань зростає фонова активність ГАН і зменшується відносна похибка вимірювань. При цьому, з урахуванням флуктуації значень фонової активності ГАН, від часу виміру 5000 с довірчі інтервали вимірювань



значень активності ГАН аж до часу вимірювання 21600 с перекриваються. Тому мінімальним часом вимірювання, який забезпечує достатню відтворюваність і, можливо, точність визначення ГАН є 5000 с [247]. На рис. 3.1, як приклад, представлено зміну фонової активності  $^{40}\text{K}$  (3.1, а) та  $^{212}\text{Bi}$  (3.1, б) при зростанні часу вимірювання.

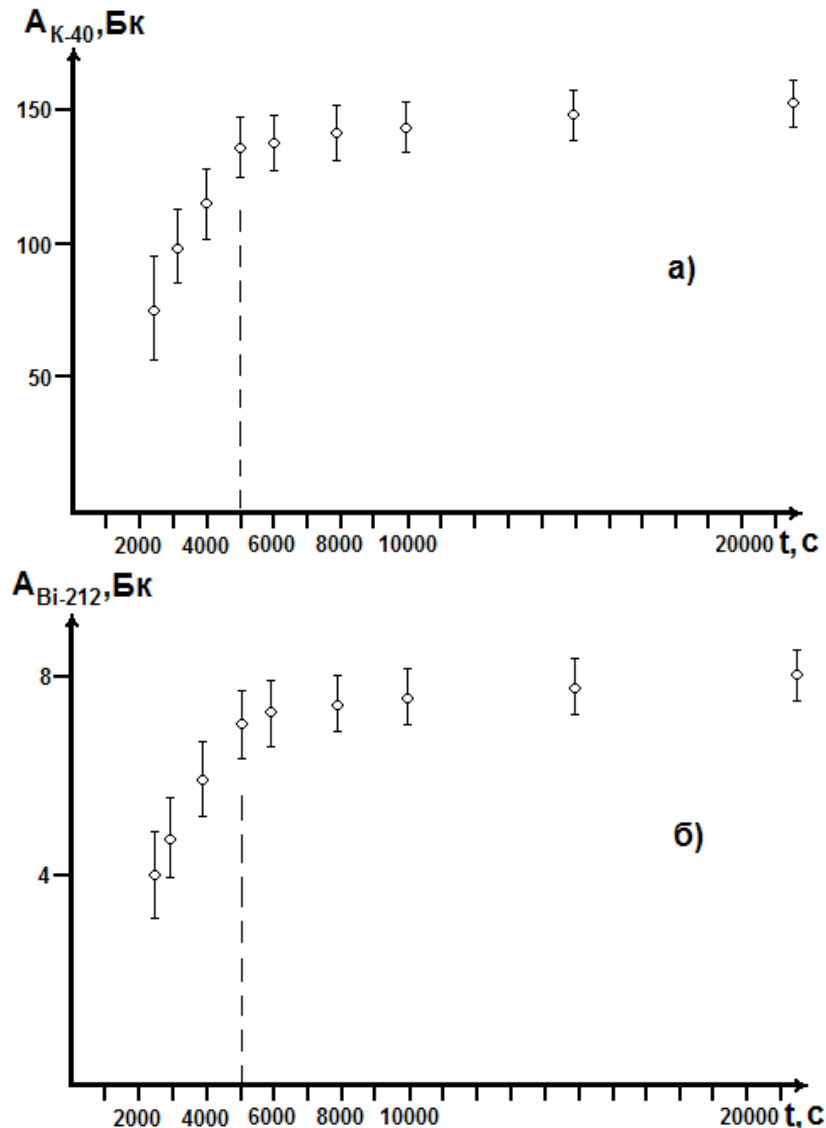


Рис. 3.1. Зміна фонової активності деяких ГАН при зростанні часу вимірювання з урахуванням відносної похибки вимірювань: **а** –  $^{40}\text{K}$ ; **б** –  $^{212}\text{Bi}$ .

Аналіз даних рис. 3.1 показує, що при зростанні часу вимірювання зростає фонова активність ГАН та відтворюваність результатів вимірювання, але максимальне зростання фонової активності ГАН спостерігається до часу 5000 с. Після цього, суттєвих змін при визначенні активності ГАН не спостерігається. Це, очевидно, пов'язано з особливостями алгоритму ідентифікації ППП для

невисоких значень активності. Крім того, імовірнісний характер розпаду ГАН (фонової гамма-активності) може суттєво впливати на усереднене значення активності радіонуклідів, що нівелюється при зростанні часу вимірювання.

Таким чином, мінімальним часом, який забезпечує достатню точність і відтворюваність одержаних результатів, є 5000 с. За необхідності, час вимірювання може бути продовжений, що сприятиме покращенню метрологічних характеристик результатів аналізу, проте при моніторингових дослідженнях надмірні витрати часу є недоцільними.

Проведення досліджень із впливу часу вимірювання на ідентифікацію ГАН у реальних об'єктах, зокрема ґрунтах, показало аналогічні результати і мінімальним часом вимірювання слід вважати 5000 с. Наприклад, на рис. 3.2 представлені дані зміни питомої активності окремих ГАН із зміною часу вимірювання у точковій пробі гумусового ґрунтового горизонту (НПП «Зачарований край»), а у табл. 3.1 – дані радіоекологічного дослідження цього зразка ґрунту для всіх ідентифікованих ГАН.

Таблиця 3.1

Дані питомої активності основних ідентифікованих ГАН точкового зразку ґрунту НПП «Зачарований край» при різному часі вимірювання (n=6; P=0,95)

Час виміру, с	Питома активність (Бк/кг) радіонуклідів у ґрунтах ( $\bar{X} \pm \delta$ ) / $S_r$					
	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs	<sup>214</sup> Pb	<sup>214</sup> Bi	<sup>212</sup> Pb	<sup>212</sup> Bi
2500	245±27 / 0,11	1,4±0,3 / 0,19	11,2±1,6 / 0,14	15,4±2,2 / 0,15	10,2±1,7 / 0,17	9,8±1,2 / 0,12
5000	336±34 / 0,10	2,2±0,4 / 0,18	18,2±2,2 / 0,12	20,3±2,6 / 0,13	16,4±2,0 / 0,12	12,1±1,3 / 0,11
21600	340±31 / 0,09	3,2±0,5 / 0,16	21,2±2,3 / 0,11	25,7±3,1 / 0,12	17,2±2,1 / 0,12	14,1±1,4 / 0,10

Примітка. Дані питомої  $\gamma$ -активності ґрунтів представлені з урахуванням фону;  $S_r$  – відносне стандартне відхилення.

Аналіз даних табл. 3.1 показує, що результати визначення питомої активності ідентифікованих ГАН, які одержані для часу вимірів 5000 с і 21600 с збігаються у межах довірчих інтервалів, хоча похибка визначення питомої активності ГАН при часі вимірів 21600 с є найменшою.

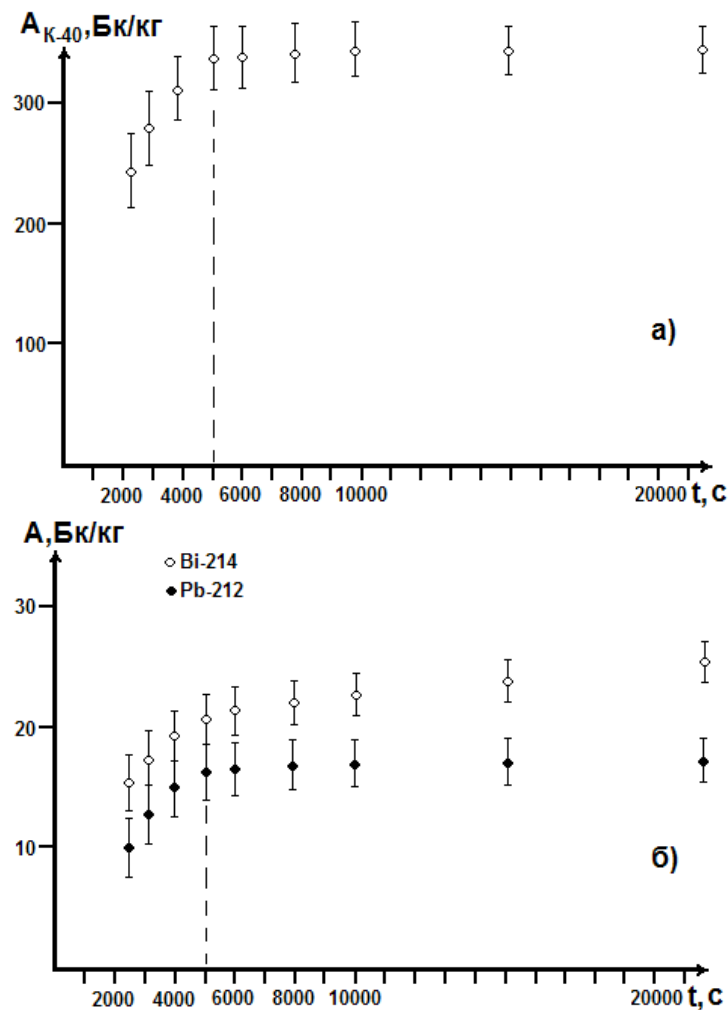


Рис. 3.2. Зміна питомої активності  $^{40}\text{K}$  (а) та  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{212}\text{Pb}$  (б) у точковому зразку ґрунту НПП «Зачарований край» при зростанні часу вимірювання з урахуванням відносної похибки.

Слід звернути увагу на те, що значення питомої активності  $^{40}\text{K}$  у ґрунтах (табл. 3.1, рис. 3.2) відносно стабілізується, тоді як значення питомої активності інших ГАН, активність яких є низькою, дещо зростають при збільшенні часу вимірювання. Це, очевидно, зумовлено, як вже зазначалось, імовірнісним характером розпаду ГАН. При низьких значеннях їх питомої активності часовий фактор вимірювання має вкрай важливе значення, як і алгоритм обрахунків ППП. В цілому, довірчі інтервали значень питомої активності ГАН у ґрунтах перекриваються при часі вимірювання понад 5000 с, що свідчить про прийнятну відтворюваність і точність вимірювань [247].

Оптимізація часу вимірювання питомої активності ГАН дозволяє більш раціонально використовувати час для проведення моніторингових досліджень.

Оцінка валідності методики визначення питомої активності ГАН, як вже зазначалось у п. 2.3, проводилась у два етапи.

Перший етап базується на оцінці збіжності результатів визначення валового вмісту Калію у ґрунтах за даними гамма-спектрометрії із використанням формул (2.2) і (2.3), також методами полум'яної спектрофотометрії (ПС) і ААС [247-249].

Як приклад, у табл. 3.2 представлено результати визначення валового вмісту Калію ( $\Sigma K$ ) в окремих точкових зразках гумусового ґрунтового горизонту НПП «Зачарований край» і «Ужанський» різними методами, причому дослідження у випадку використання методу гамма-спектрометрії проводились для часів вимірювання питомої активності  $^{40}K$  у ґрунтах 5000 і 21600 с. Із табл. 3.2 видно, що дані щодо валового вмісту Калію у ґрунтах, які одержані різними методами є близькими, що свідчить про достатню точність вимірювання питомої активності  $^{40}K$ . Це, в свою чергу, дозволяє зробити припущення про точність визначення питомої активності і інших ГАН.

Перевірка збіжності результатів визначення валового вмісту Калію у ґрунтах методами гамма-спектрометрії, полум'яної спектрофотометрії та атомно-абсорбційної спектроскопії проведена згідно рекомендацій [231]. В цілому, розрахунки показали задовільну збіжність результатів визначення валового вмісту Калію.

Дані табл. 3.2 показують, що із зростанням питомої активності  $^{40}K$  у ґрунтах (відтак і зростання валового вмісту Калію) відносна різниця результатів, які одержані для часу вимірювання 5000 с і 21600 с зменшується. Крім того, результати визначення валового вмісту Калію (через  $A_{K-40}$ ), які одержані методом гамма-спектрометрії при часі вимірювання 21600 с мають кращу збіжність з результатами визначення валового вмісту Калію методами полум'яної спектрофотометрії та атомно-абсорбційної спектроскопії, ніж дані одержані при часі вимірювання 5000 с. З огляду на це, повністю відмовлятися від тривалих вимірювань питомої активності ГАН недоцільно. Час вимірювання 5000 с можна рекомендувати лише при проведенні масових моніторингових досліджень, адже одержані результати мають достатню точність і відтворюваність.

Таблиця 3.2

Результати визначення валового вмісту Калію в окремих зразках ґрунтів НПП «Зачарований край» і «Ужанський» методами гамма-спектрометрії, полум'яної спектрофотометрії та атомно-абсорбційної спектроскопії (n=6; P=0,95)

Зразок ґрунту	Дані методу гамма-спектрометрії		Знайдено $\Sigma$ (К) у ґрунтах, г/кг		
			Метод гамма-спектрометрії	Метод полум'яної спектрофотометрії	Метод атомно-абсорбційної спектроскопії
	$A_{K-40}$ , Бк/кг $(\bar{X} \pm \delta) / S_r$	$C_{K-40}$ , мг/кг $\bar{X} \pm \delta$	$\bar{X} \pm \delta$	$(\bar{X} \pm \delta) / S_r$	$(\bar{X} \pm \delta) / S_r$
№ 1	336±34 / 0,10 <sup>1</sup>	1,267±0,127 <sup>1</sup>	10,83±1,08 <sup>1</sup>	11,09±0,78 / 0,07	11,21±0,78 / 0,07
	340±31 / 0,09 <sup>2</sup>	1,282±0,115 <sup>2</sup>	10,96±0,99 <sup>2</sup>		
№ 2	83±15 / 0,18 <sup>1</sup>	0,313±0,056 <sup>1</sup>	2,68±0,49 <sup>1</sup>	2,84±0,37 / 0,13	2,78±0,25 / 0,09
	85±12 / 0,14 <sup>2</sup>	0,321±0,045 <sup>2</sup>	2,74±0,38 <sup>2</sup>		
№ 3	48,6±10,2 / 0,21 <sup>1</sup>	0,183±0,038 <sup>1</sup>	1,57±0,33 <sup>1</sup>	1,66±0,25 / 0,15	1,71±0,17 / 0,10
	50,3±9,01 / 0,18 <sup>2</sup>	0,190±0,34 <sup>2</sup>	1,62±0,29 <sup>2</sup>		
№ 4	121±15 / 0,12 <sup>1</sup>	0,456±0,055 <sup>1</sup>	3,90±0,47 <sup>1</sup>	4,14±0,37 / 0,09	4,25±0,34 / 0,08
	130±14 / 0,11 <sup>2</sup>	0,490±0,054 <sup>2</sup>	4,19±0,48 <sup>2</sup>		
№ 5	254±28 / 0,11 <sup>1</sup>	0,958±0,105 <sup>1</sup>	8,19±0,90 <sup>1</sup>	8,53±0,68 / 0,08	8,62±0,60 / 0,07
	261±26 / 0,10 <sup>2</sup>	0,984±0,098 <sup>2</sup>	8,41±0,84 <sup>2</sup>		
№ 6	290±29 / 0,10 <sup>1</sup>	1,094±0,109 <sup>1</sup>	9,35±0,94 <sup>1</sup>	9,64±0,77 / 0,08	9,55±0,67 / 0,07
	295±27 / 0,09 <sup>2</sup>	1,112±0,100 <sup>2</sup>	9,50±0,86 <sup>2</sup>		

Примітка.  $A_{K-40}$  – питома активність  $^{40}\text{K}$  у ґрунтах, Бк/кг;  $C_{K-40}$  – вміст  $^{40}\text{K}$  у ґрунтах, мг/кг; <sup>1</sup> – час вимірювання 5000 с; <sup>2</sup> – час вимірювання 21600 с;  $S_r$  – відносне стандартне відхилення; № 1-3 – точкові зразки ґрунту НПП «Зачарований край»; № 4-5 – точкові зразки ґрунту НПП «Ужанський», які відібрані із різних висот.

Наприклад, нижче представлено розрахунок збіжності результатів визначення валового вмісту Калію різними методами згідно [231], зокрема для зразку ґрунту № 3 (НПП «Зачарований край»).

Перевірка збіжності результатів, які одержані методом полум'яної спектрофотометрії та полум'яної ААС:

$\bar{X}_1 = 1,66$  г/кг;  $n_1 = 6$ ;  $S_1 = S_r \times \sqrt{n} = 0,15 \times 2,45 = 0,37$ ; (метод полум'яної спектрофотометрії).

$\bar{X}_2 = 1,71$  г/кг;  $n_2=6$ ;  $S_2 = S_r \times \sqrt{n}=0,10 \times 2,45=0,25$  (метод полум'яної ААС).

$$S_{1,2} = \sqrt{\frac{S_1^2 \times f_1 + S_2^2 \times f_2}{f_1 + f_2}} = \sqrt{\frac{0,37^2 \times 5 + 0,25^2 \times 5}{10}} = 0,32 .$$

$$t_{1,2} = \frac{|\bar{X}_1 - \bar{X}_2|}{S_{1,2}} \times \sqrt{\frac{n_1 \times n_2}{n_1 + n_2}} = \frac{|1,66 - 1,71|}{0,32} \times \sqrt{\frac{6 \times 6}{6 + 6}} = 0,156 \times 1,732 = 0,27 .$$

Для  $P=0,95$  та  $f=10$  ( $n_1 + n_2 - 2$ ), значення коефіцієнта Стьюдента  $t_p = 2,23$ .

Таким чином  $t_{1,2} < t_p$ , тобто результати досліджень різними методами є збіжними, а методи полум'яної спектрофотометрії та полум'яної ААС адекватними.

Перевірка збіжності результатів, які одержані методом полум'яної спектрофотометрії та гамма-спектрометрії:

$\bar{X}_1 = 1,66$  г/кг;  $n_1 = 6$ ;  $S_1 = S_r \times \sqrt{n} = 0,15 \times 2,45 = 0,37$ ; (метод полум'яної спектрофотометрії).

$\bar{X}_2 = 1,57$  г/кг (для  $\tau=5000$  с);  $n_1 = 6$ ;  $S_2 = S_r \times \sqrt{n} = 0,21 \times 2,45 = 0,51$  (метод гамма-спектрометрії).

$$S_{1,2} = \sqrt{\frac{S_1^2 \times f_1 + S_2^2 \times f_2}{f_1 + f_2}} = \sqrt{\frac{0,37^2 \times 5 + 0,51^2 \times 5}{10}} = 0,45 .$$

$$t_{1,2} = \frac{|\bar{X}_1 - \bar{X}_2|}{S_{1,2}} \times \sqrt{\frac{n_1 \times n_2}{n_1 + n_2}} = \frac{|1,66 - 1,57|}{0,45} \times \sqrt{\frac{6 \times 6}{6 + 6}} = 0,200 \times 1,732 = 0,35 .$$

Для  $P=0,95$  та  $f=10$  ( $n_1 + n_2 - 2$ ), значення коефіцієнта Стьюдента  $t_p = 2,23$ .

Таким чином,  $t_{1,2} < t_p$ , тобто результати досліджень різними методами є збіжними, а методи полум'яної спектрофотометрії та гамма-спектрометрії адекватними. Якщо розглядати час вимірювання питомої активності  $^{40}\text{K}$  у 21600 с, збіжність результатів, які одержані методами полум'яної спектрофотометрії та гамма-спектрометрії, ще більша.

Другий етап оцінки валідності методики визначення питомої активності ГАН методом гамма-спектрометрії полягав у порівнянні та оцінці збіжності результатів визначення окремих радіонуклідів ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) у деяких ґрунтах і донних відкладах з даними бета-спектрометрії. У табл. 3.3, як приклад, наведені дані вимірювання питомої активності окремих радіонуклідів методами гамма- і бета-спектрометрії у вибраних зразках ґрунтів гумусового горизонту і донних відкладів малих річок. На рис. 3.3, як приклад, представлено збережені дані інтерфейсу програми «СЕБ-01» для зразка ґрунту № 6 (НПП «Зачарований край») згідно табл. 3.3.

Таблиця 3.3

Результати вимірювання питомої активності окремих радіонуклідів у вибраних зразках ґрунтів гумусового горизонту і донних відкладів малих річок методами гамма- і бета-спектрометрії (n=6; P=0,95)

Зразок	Питома активність нуклідів ( $\bar{X} \pm \delta$ ), Бк/кг / $S_r$							
	метод гамма-спектрометрії					метод бета-спектрометрії		
	$^{40}\text{K}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{214}\text{Bi}$	$^{212}\text{Pb}$	$^{228}\text{Ac}$	$^{40}\text{K}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
№ 1	315±32 / 0,10	2,4±0,5 / 0,19	22,3±3,6 / 0,16	24,6±3,4 / 0,14	21,6±3,7 / 0,17	297±42 / 0,14	1,9±0,6 / 0,33	не вияв.
№ 2	422±38 / 0,09	8,5±1,4 / 0,17	32,8±4,9 / 0,15	36,9±4,8 / 0,13	34,9±5,2 / 0,15	402±52 / 0,13	7,8±2,1 / 0,27	2,4±0,6 / 0,24
№ 3	434±39 / 0,09	8,2±1,4 / 0,17	38,0±5,3 / 0,14	31,0±4,3 / 0,14	32,8±4,9 / 0,15	451±54 / 0,12	8,6±2,2 / 0,25	не вияв.
№ 4	201±24 / 0,12	16,6±2,5 / 0,15	25,4±4,1 / 0,16	27,8±3,9 / 0,14	52,4±6,8 / 0,13	188±28 / 0,15	14,3±3,3 / 0,23	5,1±1,1 / 0,22
№ 5	384±38 / 0,10	23,9±3,3 / 0,14	40,7±5,7 / 0,14	50,8±6,1 / 0,12	49,2±6,4 / 0,13	401±52 / 0,13	24,8±4,7 / 0,19	9,2±2,0 / 0,22
№ 6	127±17 / 0,13	18,8±2,6 / 0,14	18,4±2,9 / 0,16	18,4±2,6 / 0,14	11,6±2,2 / 0,19	124±24 / 0,19	21,4±4,5 / 0,21	не вияв.

Примітка. Зразки: № 1 – донні відклади р. Синяка (центральна течія); № 2 – донні відклади р. Ільничка (центральна течія); № 3 – донні відклади р. Боржава (центральна течія); № 4 – ґрунти НПП «Синевир» (точка 4); № 5 – ґрунти НПП «Ужанський» (точка 3); № 6 – ґрунти НПП «Зачарований край» (точка 6);

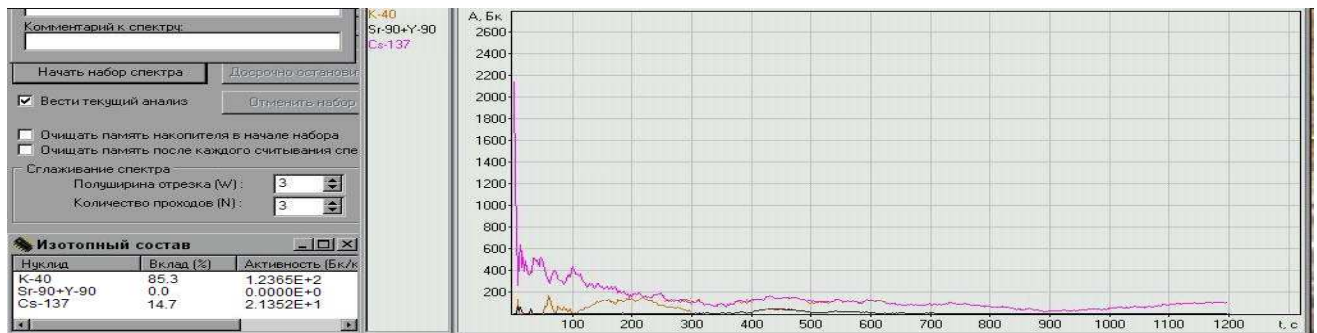


Рис. 3.3. Радіаційний спектр зразку ґрунту № 6 (НПП «Зачарований край») із збереженого вигляду інтерфейсу програми «СЕБ-01».

Аналіз даних табл. 3.3 показує, що результати вимірювання питомої активності радіонуклідів різними методами є близькими. В окремих зразках донних відкладів і ґрунтів виявлений  $^{90}\text{Sr}$  із невисокою питомою активністю, причому відношення питомої активності  $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$  складає для донних відкладів  $\sim 3,2$ , а для ґрунтів гумусового горизонту  $\sim 2,7-2,8$ . Це зумовлено, очевидно, специфікою фракційного і хімічного складу відповідних ґрунтів і донних відкладів. Розрахунок згідно [231] збіжності результатів досліджень ґрунтів і донних відкладів методами гамма- і бета-спектрометрії (за  $^{40}\text{K}$  і  $^{137}\text{Cs}$ ) показує задовільну збіжність, хоча результати методу гамма-спектрометрії є більш відтворюваними, що, очевидно, пов'язано з часом вимірювань (5000 с – гамма-спектрометрія, 1200 с – бета-спектрометрія).

### 3.2. Радіоекологічний моніторинг у межах НПП «Зачарований край»

Як вже нами зазначалось, НПП «Зачарований край» досліджувався більш детально, адже цей об'єкт, набувши нещодавно свого статусу, практично не досліджений. В той же час, у межах даного НПП відбувається перехід від передгірського до низинного ландшафту, що характерно для Закарпатської області. Крім того, практично вся площа НПП вкрита лісами, в т.ч. буковими пралісами.

Радіоекологічний моніторинг проводився за природними гамма-активними радіонуклідами, зокрема рядів  $^{238}\text{U}$  і  $^{232}\text{Th}$ , а також  $^{40}\text{K}$  за умов, зазначених у



п. 2.3, методом гамма-спектрометрії. Серед техногенних радіонуклідів дослідження проводилось для  $^{137}\text{Cs}$ .

### **3.2.1. Радіоекологічний моніторинг ґрунтів НПП «Зачарований край»**

Найбільш інформативним є радіоекологічний моніторинг за ґрунтовими профілями (горизонтами) [36, 37, 107, 112-114, 250], адже це дозволяє одержати інформацію про:

- реальний радіоекологічний стан досліджуваних і прилеглих територій, який формується під впливом екзо- і ендегенних факторів (дослідження гумусового ґрунтового горизонту);
- довготривалі природні геологічні та геохімічні процеси, механізми і кількісні параметри міграції ГАН у межах ґрунтових профілів;
- характер розподілу ГАН за вертикальним розрізом (ґрунтовими горизонтами), що дозволяє прогнозувати їх міграцію, в т.ч. у системі «ґрунт – рослина», «ґрунт – донні відклади малих річок», тощо.

Радіоекологічні дослідження ґрунтових горизонтів проводилось для семи основних ділянок НПП (див. рис. 2.3), а дослідження гумусового ґрунтового профілю – для 25 основних ділянок. Вибір ділянок дослідження обумовлений як типом ґрунту, так і геоморфологічними особливостями території. Результати радіоекологічних досліджень ґрунтових горизонтів НПП «Зачарований край» представлені у табл. 3.4. Аналіз даних табл. 3.4 показує кілька загальних тенденцій [251-258]. По-перше, основний внесок у питому активність ГАН у ґрунтах вносить  $^{40}\text{K}$ , але при цьому спостерігається певна фрагментація активності цього ізотопу, а основна його кількість зосереджена у гумусовому і верхньому перехідному профілі. Це, очевидно, зумовлено високою рухливістю Калію у довкіллі, можливою різницею типу ґрунту і їх гідрологічного режиму, тощо. По-друге, активність техногенного  $^{137}\text{Cs}$  найвища у гумусовому профілі та різко зменшується за вертикальним розрізом. Це свідчить про його екзогенне походження і незначну міграцію за ґрунтовими профілями.

Результати визначення питомої активності ГАН у ґрунтових горизонтах НПП «Зачарований край» (n=6, P=0,95)

Ділянка відбору	Ґрунтовий профіль	Питома активність ГАН, Бк/кг ( $\bar{X} \pm \delta$ ) / $S_r$								
		$^{40}\text{K}$	$^{137}\text{Cs}$	Ряд $^{238}\text{U}$			Ряд $^{232}\text{Th}$			
				$^{214}\text{Pb}$	$^{214}\text{Bi}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{212}\text{Pb}$	$^{212}\text{Bi}$	$^{228}\text{Ac}$	$^{208}\text{Tl}$
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1 <sup>1</sup>	0-20 см	164±20 / 0,12	15,1±2,4 / 0,16	не вияв.	29,1±4,1 / 0,14	118±20 / 0,17	30,3±3,6 / 0,12	не вияв.	26,9±4,8 / 0,18	16,4±3,1 / 0,19
	20-50 см	211±25 / 0,12	4,7±0,9 / 0,19	14,2±2,6 / 0,18	26,5±4,0 / 0,15	не вияв.	28,2±3,7 / 0,13	не вияв.	42,5±6,8 / 0,16	10,6±2,2 / 0,21
	> 50 см	205±46 / 0,12	не вияв.	20,4±3,3 / 0,16	16,7±2,8 / 0,17	не вияв.	25,1±3,5 / 0,14	41,5±7,1 / 0,17	55,4±7,8 / 0,14	9,5±2,0 / 0,21
2 <sup>1</sup>	0-20 см	83±15 / 0,18	35,1±4,9 / 0,14	14,9±2,7 / 0,18	16,6±3,0 / 0,18	не вияв.	24,3±3,6 / 0,15	не вияв.	52,4±7,3 / 0,14	7,7±1,7 / 0,22
	20-50 см	139±19 / 0,14	6,8±1,2 / 0,18	не вияв.	12,6±2,5 / 0,20	не вияв.	23,2±3,2 / 0,14	не вияв.	31,9±5,4 / 0,17	8,6±1,8 / 0,21
	> 50 см	79,4±15,1 / 0,19	7,8±1,4 / 0,18	12,1±2,3 / 0,19	17,6±3,2 / 0,18	113±20 / 0,18	18,8±3,2 / 0,17	не вияв.	не вияв.	14,4±2,7 / 0,19
3 <sup>1</sup>	0-20 см	200±22 / 0,11	10,2±1,7 / 0,17	16,5±2,6 / 0,16	20,4±3,5 / 0,17	не вияв.	18,7±3,0 / 0,16	28,1±5,9 / 0,21	19,5±3,9 / 0,20	6,8±1,6 / 0,23
	20-50 см	208±21 / 0,10	не вияв.	23,1±3,5 / 0,15	39,6±5,1 / 0,13	не вияв.	33,5±4,0 / 0,12	не вияв.	41,2±6,6 / 0,16	13,3±2,7 / 0,20
	> 50 см	192±21 / 0,11	не вияв.	20,8±3,5 / 0,17	22,5±3,6 / 0,16	105±17 / 0,16	31,2±4,1 / 0,13	33,1±6,3 / 0,19	35,4±5,7 / 0,16	11,2±2,2 / 0,20

Продовження таблиці 3.4

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
4 <sup>1</sup>	0-20 см	48,6±10,2 / 0,21	17,8±2,7 / 0,15	не вияв.	16,2±2,9 / 0,18	не вияв.	27,2±3,8 / 0,14	17,0±3,9 / 0,23	24,1±4,3 / 0,18	8,6±1,7 / 0,20
	20-50 см	27,3±6,6 / 0,24	не вияв.	7,4±1,6 / 0,22	16,9±2,9 / 0,17	не вияв.	20,9±3,3 / 0,16	не вияв.	20,8±3,9 / 0,19	8,9±1,9 / 0,21
	> 50 см	32,1±7,4 / 0,23	не вияв.	8,4±1,8 / 0,21	11,3±2,4 / 0,21	не вияв.	26,1±3,7 / 0,14	не вияв.	29,3±5,0 / 0,17	9,5±1,9 / 0,20
5 <sup>2</sup>	0-20 см	158±21 / 0,13	34,6±4,8 / 0,14	8,7±1,8 / 0,21	10,5±2,3 / 0,22	не вияв.	24,9±3,7 / 0,15	не вияв.	26,9±4,6 / 0,17	7,7±1,7 / 0,22
	20-50 см	92±15 / 0,16	7,4±1,3 / 0,18	15,9±2,5 / 0,16	16,5±2,8 / 0,17	не вияв.	23,8±3,6 / 0,15	не вияв.	46,8±7,0 / 0,15	9,7±1,8 / 0,19
	> 50 см	91±15 / 0,16	не вияв.	12,4±2,4 / 0,19	14,7±2,8 / 0,19	не вияв.	22,1±3,5 / 0,16	не вияв.	35,6±5,7 / 0,16	11,4±2,3 / 0,20
6 <sup>2</sup>	0-20 см	127±17 / 0,13	18,8±2,6 / 0,14	14,2±2,4 / 0,17	18,4±2,9 / 0,16	не вияв.	18,4±2,6 / 0,14	не вияв.	11,6±2,2 / 0,19	9,4±1,8 / 0,19
	20-50 см	18,3±4,6 / 0,25	5,9±1,1 / 0,19	12,8±2,3 / 0,18	2,8±0,9 / 0,33	не вияв.	16,3±2,4 / 0,15	не вияв.	не вияв.	8,9±1,8 / 0,20
	> 50 см	23,1±5,5 / 0,24	4,8±1,0 / 0,20	10,8±2,2 / 0,20	8,9±2,1 / 0,24	не вияв.	20,6±3,3 / 0,16	не вияв.	33,4±5,3 / 0,16	7,2±1,7 / 0,23
7 <sup>1</sup>	0-20 см	173±21 / 0,12	29,3±4,4 / 0,15	19,6±3,3 / 0,17	38,9±5,1 / 0,13	не вияв.	24,3±3,6 / 0,15	не вияв.	31,8±5,4 / 0,17	13,9±2,6 / 0,19
	20-50 см	159±19 / 0,12	15,9±2,5 / 0,16	18,7±3,0 / 0,16	13,9±2,6 / 0,19	не вияв.	19,7±3,2 / 0,16	не вияв.	40,7±5,7 / 0,14	17,6±3,2 / 0,18
	> 50 см	180±20 / 0,11	14,3±2,3 / 0,16	16,8±2,9 / 0,17	20,3±3,2 / 0,16	не вияв.	29,6±3,8 / 0,13	не вияв.	34,1±5,5 / 0,16	10,9±2,1 / 0,19

Примітка. Грунтові горизонти: 0-20 см – гумусовий профіль; 20-50 см – верхній перехідний профіль; > 50 см – нижній перехідний бар'єр; <sup>1</sup> – бурі гірсько-лісові середньоглибокі та глибокі опідзолені важкосуглинкові ґрунти; <sup>2</sup> – бурі гірсько-лісові неглибокі середньосуглинкові ґрунти; висота місцевості ділянок пробовідбору 130-660 м н.р.м.

Зрозуміло, що показовим по відношенню до питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  є гумусовий ґрунтовий профіль, який відображає реальний радіоекологічний стан досліджуваної території. По-третє, питома активність природних ГАН (рядів  $^{238}\text{U}$  та  $^{232}\text{Th}$ ) в межах ґрунтових профілів суттєво коливається, що може бути використано як критерій ідентифікації ґрунтів певної ділянки території.

Для оцінки загальних тенденцій щодо розподілу природних ГАН у ґрунтових профілях в табл. 3.5 представлено сумарну активність природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) у ґрунтах НПП «Зачарований край», в т.ч. з урахуванням природних рядів (за даними табл. 3.4).

Таблиця 3.5

Дані сумарної питомої активності природних ГАН у ґрунтових профілях НПП «Зачарований край»

Ділянка відбору	Ґрунтовий профіль	Σ ГАН, Бк/кг	Σ ряд $^{238}\text{U}$ , Бк/кг	Σ ряд $^{232}\text{Th}$ , Бк/кг	Σ ряд $^{232}\text{Th}$ / Σ ряд $^{238}\text{U}$
1	0-20 см	221; <b>103*</b>	147,1; <b>29,1*</b>	<b>73,6</b>	0,50; <b>2,53*</b>
	20-50 см	<b>122</b>	<b>40,7</b>	<b>81,3</b>	<b>2,00</b>
	> 50 см	169; <b>127**</b>	<b>37,1</b>	131,5; <b>90,0**</b>	3,54; <b>2,43**</b>
2	0-20 см	<b>116</b>	<b>31,5</b>	<b>84,4</b>	<b>2,68</b>
	20-50 см	<b>76</b>	<b>12,6</b>	<b>63,7</b>	<b>5,06</b>
	> 50 см	176; <b>63*</b>	142,7; <b>29,7*</b>	<b>33,2</b>	0,23; <b>1,12*</b>
3	0-20 см	110; <b>65**</b>	<b>36,9</b>	73,1; <b>45,0**</b>	1,98; <b>1,22**</b>
	20-50 см	<b>151</b>	<b>62,7</b>	<b>88,0</b>	<b>1,40</b>
	> 50 см	259; <b>121,3***</b>	148,5; <b>43,5*</b>	110,9; <b>77,8**</b>	0,75; <b>1,79***</b>
4	0-20 см	93; <b>76**</b>	<b>16,2</b>	76,9; <b>59,9**</b>	4,75; <b>3,70**</b>
	20-50 см	<b>75</b>	<b>24,3</b>	<b>50,6</b>	<b>2,08</b>
	> 50 см	<b>85</b>	<b>19,7</b>	<b>64,9</b>	<b>3,29</b>
5	0-20 см	<b>79</b>	<b>19,2</b>	<b>59,5</b>	<b>3,10</b>
	20-50 см	<b>113</b>	<b>32,4</b>	<b>80,3</b>	<b>2,48</b>
	> 50 см	<b>96</b>	<b>27,1</b>	<b>69,1</b>	<b>2,55</b>
6	0-20 см	<b>72</b>	<b>32,6</b>	<b>39,4</b>	<b>1,21</b>
	20-50 см	<b>41</b>	<b>15,6</b>	<b>25,2</b>	<b>1,62</b>
	> 50 см	<b>81</b>	<b>19,7</b>	<b>61,2</b>	<b>3,11</b>
7	0-20 см	<b>129</b>	<b>58,5</b>	<b>70,0</b>	<b>1,20</b>
	20-50 см	<b>111</b>	<b>32,6</b>	<b>78,0</b>	<b>2,39</b>
	> 50 см	<b>112</b>	<b>37,1</b>	<b>74,6</b>	<b>2,01</b>

Примітка. \* – без урахування  $^{226}\text{Ra}$ , який виявлений лише у трьох досліджуваних зразках ґрунту; \*\* – без урахування  $^{212}\text{Bi}$ , який виявлений лише у чотирьох зразках ґрунту НПП «Зачарований край»; **напівжирні цифри** використані для оцінки кореляцій.

Дані табл. 3.5 показують, що розподіл ГАН між ґрунтовими профілями є відносно хаотичним і немає якоїсь загальної тенденції щодо закономірностей їх розподілу, в т.ч. з урахуванням висоти місцевості над рівнем моря. Єдиною однозначною тенденцією щодо розподілу ГАН у ґрунтових профілях є те, що  $^{137}\text{Cs}$  зустрічається, переважно, в гумусовому горизонті і практично відсутній у нижньому перехідному горизонті. Це є свідченням екзогенного походження  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах із поступовою його міграцією за вертикальним розрізом ґрунту. Відношення питомої активності суми ГАН (ряд  $^{232}\text{Th}$ ) до суми ГАН (ряд  $^{238}\text{U}$ ) також носить відносно хаотичний характер, що може свідчити про активність геоморфологічних і геохімічних процесів у ґрунтових профілях. За даними роботи [131] для гумусового ґрунтового горизонту території Сибіру відношення  $\text{Th}/\text{U}$  складає 1,8-3,4 (середнє 3,0), а для аналогічних ґрунтових горизонтів НПП «Зачарований край» відношення  $\text{Th}/\text{U}$  складає 1,20-3,70. З огляду на наведені дані, критеріями ідентифікації ґрунтів гумусового горизонту окремих ділянок території НПП «Зачарований край» можуть виступати такі параметри:

- загальна питома активність природних ГАН (сума ГАН рядів  $^{232}\text{Th}$  та  $^{238}\text{U}$ ) без урахування  $^{40}\text{K}$  і окремих радіоактивних міток ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{212}\text{Bi}$ ). Значення цього показника коливається у межах 65-129 Бк/кг;
- питома активність окремих природних ГАН як ряду  $^{232}\text{Th}$ , так і ряду  $^{238}\text{U}$ , причому найбільш придатними радіоактивними мітками є  $^{214}\text{Bi}$  (ряд  $^{238}\text{U}$ ) і  $^{212}\text{Pb} + ^{228}\text{Ac} + ^{208}\text{Tl}$  (ряд  $^{232}\text{Th}$ );
- відношення суми ГАН ряду  $^{232}\text{Th}$  до суми ГАН ряду  $^{238}\text{U}$  (без урахування радіоактивних міток  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{212}\text{Bi}$ ), адже навіть в межах невеликої території цей показник суттєво змінюється від 1,20 до 3,70.

В зв'язку з тим, що дані радіоекологічного моніторингу ґрунтів гумусового профілю для НПП «Зачарований край» відсутні, виникає необхідність узагальнення одержаних нами результатів, для чого із 25 зразків ґрунту (гумусового шару) НПП «Зачарований край» шляхом пропорційного змішування був одержаний усереднений (еталонний) зразок ґрунту і проведено вимірювання питомої активності природних ГАН і техногенного  $^{137}\text{Cs}$ . Результати

дослідження представлені на рис. 3.4.а, причому дані для  $^{226}\text{Ra}$  і  $^{212}\text{Bi}$  можуть бути виключені (позначені смугастим стовпчиком), а на рис. 3.4.б представлено гамма-спектр еталонного зразка ґрунту НПП «Зачарований край» із зазначенням номерів каналу окремих ГАН для унаочнення.

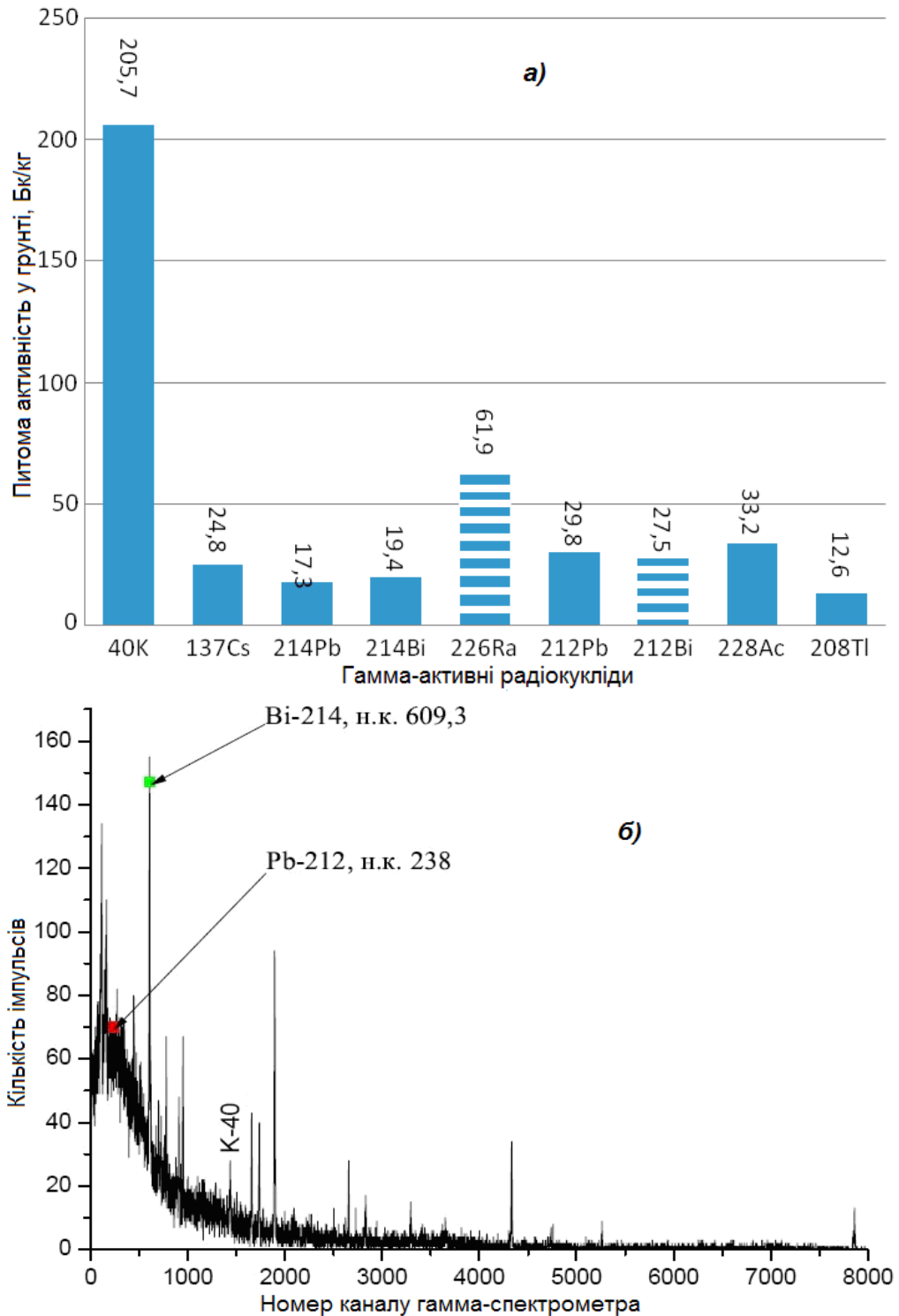


Рис. 3.4. Дані радіоекологічного дослідження усередненого зразку ґрунту (гумусовий шар) НПП «Зачарований край» (а) і гамма-спектр цього зразку (б).

Дані рис. 3.4.a показують, що флуктуація даних для більшості ГАН (табл. 3.4) відносно еталонного зразка є незначною (max  $\pm 50\%$ ), за виключенням  $^{40}\text{K}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , питома активність яких суттєво різниться у різних зразках ґрунту. Це пов'язано, очевидно, із різним валовим вмістом Калію у ґрунтах і точковим забрудненням ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$ . Крім того, на вміст Калію і  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті суттєво можуть впливати деревні рослини, зокрема букові ліси, якими вкрита досліджувана територія. Таким чином, радіоекологічні дані для усередненого зразку гумусового ґрунтового профілю НПП «Зачарований край» використані для встановлення нормативів стану ґрунтів прилеглих територій і паспортизації території природно-заповідного об'єкту, що представлено у розділі 5. Результати цих досліджень впроваджені у Державному управлінні охорони навколишнього природного середовища у Закарпатській області (*Додаток А*) і Басейновому управлінні водних ресурсів річки Тиса (*Додаток Б*).

Особливої уваги заслуговують дані радіоекологічного моніторингу усередненого зразку ґрунту гумусового профілю, адже досліджувана територія НПП «Зачарований край» вкрита буковими пралісами. З огляду на це, радіоактивні показники даної території можна вважати фоновими і прийняти як природний фон ґрунту.

### **3.2.2. Радіоекологічний моніторинг донних відкладів малих річок, басейни яких охоплюють територію НПП «Зачарований край»**

Радіоекологічний стан донних відкладів малих річок, незважаючи на їх відносну лабільність, здатний відображати екологічний стан ґрунтів гумусового профілю басейну річки, адже саме внаслідок ерозійних процесів ґрунтів у значній мірі проходить формування складу цих донних відкладів.

Як нами зазначалось у п. 2.1.4, донні відклади відбирали щоквартально у стаціонарних точках за течією річок з відстанню між собою 5-10 км на ділянках, які пов'язані з територією НПП «Зачарований край». Ділянки пробовідбору донних відкладів представлено на рис. 2.3, а відбір проводили з глибини 2-15 см.

Усереднені дані радіоекологічних досліджень донних відкладів малих річок, басейни яких охоплюють НПП «Зачарований край» представлено у табл. 3.6.

Аналіз даних табл. 3.6 показує, що у межах окремих річок радіоактивні показники є відносно сталими, причому дані для річок Синявка, Ільничка і Боржава є співрозмірними. Як і очікувалося, основний внесок у питому активність вносить  $^{40}\text{K}$ , а його абсолютна активність пропорційна рівню замулювання ділянок річок, яка в свою чергу залежить від морфології річки та інтенсивності ерозійних процесів. В цілому, детальний аналіз даних табл. 3.6 дозволяє виділити наступні тенденції [259-265]:

- радіоекологічний стан донних відкладів річок відображає відповідний стан ґрунтів гумусового профілю прилеглих територій, але при цьому спостерігаються такі особливості:

- питома активність  $^{40}\text{K}$  у донних відкладах є дещо вищою, ніж відповідна його активність у гумусовому ґрунтовому горизонті;

- загальна питома активність суми природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) у донних відкладах малих річок є вищою, ніж у ґрунтах;

- питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладах малих річок є нижчою, ніж його активність у ґрунтах гумусового профілю;

- для донних відкладів малих річок показник відношення  $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$  є відносно стабільним і змінюється у межах 1,31-2,19. У межах річки Боржава цей показник практично не змінюється за течією (1,31-1,49), для річки Синявка він є більш мінливим (1,83-2,19), а для річки Ільничка спостерігається стрибкоподібна зміна відношення  $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$  (від 1,43 до 2,18), що зумовлено морфологічними особливостями річки.

В цілому, більш висока питома активність  $^{40}\text{K}$  і загальна питома активність суми природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) у донних відкладах малих річок, у порівнянні з даними для ґрунтів гумусового профілю, свідчить про акумулюючі властивості седиментів і вони відображають ерозійні процеси ґрунтів басейну річки. Нижча питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладах малих річок у порівнянні з даними для ґрунтів свідчить про повільну його міграцію у довкіллі.



Таблиця 3.6

Усереднені дані радіоекологічних досліджень донних відкладів малих річок, басейни яких пов'язані з НПП  
«Зачарований край»

Ділянки річок	Питома активність ГАН ( $\bar{X} \pm \Delta X$ ), Бк/кг								$\Sigma A$ , Бк/кг ( $\bar{X} \pm \Delta X$ )	$\Sigma {}^{232}\text{Th}$ / $\Sigma {}^{238}\text{U}$
	${}^{137}\text{Cs}$	${}^{40}\text{K}$	ряд ${}^{238}\text{U}$		ряд ${}^{232}\text{Th}$					
			${}^{214}\text{Pb}$	${}^{214}\text{Bi}$	${}^{228}\text{Ac}$	${}^{212}\text{Pb}$	${}^{212}\text{Bi}$	${}^{208}\text{Tl}$		
Річка Синявка										
№ 1	2,1±0,5	325±42	19,5±2,7	22,4±3,1	27,4±2,9	26,5±2,9	28,1±4,9	9,7±1,4	134±19	2,19
№ 2	2,4±0,5	314±44	22,1±2,7	22,3±3,3	21,6±2,5	24,6±3,1	26,7±5,2	8,4±1,4	126±18	1,83
№ 3	6,8±0,9	296±40	22,1±2,9	27,5±3,0	26,2±3,2	25,3±3,3	28,5±5,9	10,7±1,7	140±24	1,83
Річка Ільничка										
№ 1	2,7±0,6	318±41	27,3±3,4	30,1±4,6	19,4±2,9	24,8±2,8	29,5±4,1	8,1±1,3	139±21	1,43
№ 2	8,5±1,3	422±53	24,1±3,1	32,8±5,1	34,9±4,4	36,9±4,9	39,2±6,2	12,9±2,1	181±26	2,18
№ 3	7,2±1,0	368±44	22,1±3,2	27,9±3,1	32,3±4,9	28,1±3,6	34,2±4,9	10,8±2,1	155±24	2,11
Річка Боржава										
№ 1	6,2±1,0	415±48	34,2±4,8	38,1±6,7	24,8±3,9	28,9±5,1	31,5±5,2	9,6±1,5	167±24	1,31
№ 2	8,2±1,7	434±48	36,5±5,8	38,0±6,9	32,8±5,7	31,0±5,7	34,8±5,7	10,4±1,8	184±21	1,46
№ 3	7,1±1,5	392±42	27,5±4,2	31,2±5,3	26,3±4,3	25,8±3,9	27,9±4,4	7,5±1,3	146±24	1,49
Середньоарифметичні значення										
-	5,7	365	26,2	30,0	27,3	28,0	31,2	9,8	141 ± 43	1,76 ± 0,43

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

Порівняння даних табл. 3.6 і табл. 3.4 дозволяє оцінити міграцію ГАН у системі «грунт – донні відклади». Наприклад, ділянка пробовідбору донних відкладів р. Синявка №1 практично співпадає з ділянкою відбору проб ґрунтових профілів №1 (див. рис. 2.3), тому саме для цих досліджуваних ділянок проведено порівняння за окремими ГАН, яке представлено у табл. 3.7 (за даними табл. 3.4-3.6).

Таблиця 3.7

Порівняння даних радіоекологічних досліджень зразків ґрунтового профілю №1 НПП «Зачарований край» і донних відкладів №1 річки Синявка

Зразок	Питома активність ГАН, Бк/кг						$\Sigma A$ , Бк/кг	$\Sigma^{232}\text{Th}$ / $\Sigma^{238}\text{U}$
	$^{137}\text{Cs}$	$^{40}\text{K}$	$^{214}\text{Bi}$	$^{212}\text{Pb}$	$^{228}\text{Ac}$	$^{208}\text{Tl}$		
Ґрунт 0-20 см	15,1	164	29,1	30,3	26,9	16,4	221; <b>103*</b>	0,50; <b>2,53*</b>
Ґрунт 20-50 см	4,7	211	26,5	28,2	42,5	10,6	<b>122</b>	<b>2,00</b>
Ґрунт > 50 см	не вияв.	205	16,7	25,1	55,4	9,5	169; <b>127**</b>	3,54; <b>2,43**</b>
Донні відклади	2,1	325	22,4	26,5	27,4	9,7	<b>134</b>	2,19

Примітка.  $\Sigma A$  – сумарна питома активність всіх ідентифікованих природних ГАН без урахування  $^{40}\text{K}$ ;  $\Sigma^{232}\text{Th}$  – сума питомої активності ГАН ряду  $^{232}\text{Th}$ ;  $\Sigma^{238}\text{U}$  – сума питомої активності ГАН ряду  $^{238}\text{U}$ ; \* – без урахування  $^{226}\text{Ra}$ , який виявлений лише у трьох досліджуваних зразках ґрунту; \*\* – без урахування  $^{212}\text{Bi}$ , який виявлений лише у чотирьох зразках ґрунту НПП «Зачарований край»; **напівжирні цифри** використані для оцінки кореляцій.

Дані табл. 3.7 вказують на те, що величини  $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$  для ґрунтових профілів і донних відкладів однієї території є співрозмірними, а сумарна питома активність природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) зростає при переході від ґрунтів до донних відкладів переважно за рахунок більш високої питомої активності  $^{214}\text{Pb}$  у донних відкладах. Порівняння даних для гумусового ґрунтового профілю (0-20 см) і донних відкладів за питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{40}\text{K}$  дозволяє розрахувати відповідні коефіцієнти переходу «грунт – донні відклади», які відповідно складають 0,14 ( $^{137}\text{Cs}$ ) і 1,98 ( $^{40}\text{K}$ ).

В цілому, радіоекологічні дослідження донних відкладів малих річок, на наш погляд, є більш ефективним, ніж дослідження ґрунтів, адже при

раціональному виборі ділянок відбору проб седиментів, систематично досліджуючи 2-3 такі проби можна охарактеризувати радіоекологічний стан ґрунтів басейну річки (з урахуванням можливих коливань), тоді як дослідження стану ґрунтів вимагає значної кількості проб і відповідного зростання витрат часу, які необхідні для проведення моніторингових досліджень. З огляду на це можна розглядати питому активність ГАН у донних відкладах малих річок як інтегральні показники міграції ГАН у межах територій НПП.

Використовуючи як радіоактивні мітки  $^{214}\text{Bi}$  (ряд  $^{238}\text{U}$ ) та  $^{212}\text{Pb}$  (ряд  $^{232}\text{Th}$ ) на основі кластерного аналізу (рис. 3.5) показано, що існує виражений територіальний їх розподіл у донних відкладах, причому найбільш виражена кореляція спостерігається до седиментів р. Боржава (найбільший ступінь замулювання), а найменш – для р. Синявка (найменший ступінь замулювання). Крім того, суттєво відрізняється площа басейнів досліджуваних річок і геоморфологічні особливості їх басейну, що впливає на розподіл ГАН за течією цих рік, зокрема, протяжність р. Боржава у межах досліджуваної території складає 48 км, тоді як р. Синявка – 20 км.

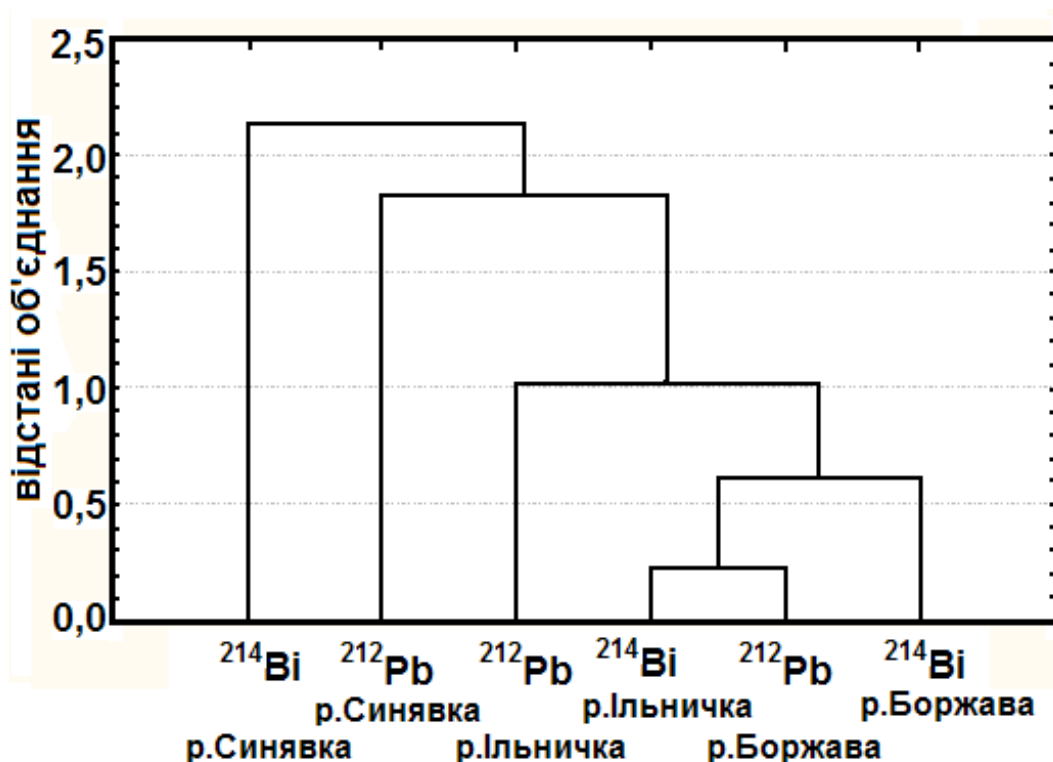


Рис. 3.5. Результати кластерного аналізу розподілу  $^{214}\text{Bi}$  та  $^{212}\text{Pb}$  за течією у донних відкладах річок Синявка, Ільничка і Боржава.

Проведення факторного аналізу щодо розподілу ГАН у донних відкладах малих річок, басейни яких охоплюють територію НПП «Зачарований край» показало, що для більшості ГАН спостерігаються виражені закономірності їх розподілу за територіальною ознакою. Це, очевидно, зумовлено морфологічними особливостями досліджуваних річок (наявність зон акумуляції; різкі перепади швидкості течії річки, що сприяє замулюванню; інші особливості), що може бути використано для картографування басейнів цих річок. На рис. 3.6, як приклад, представлено результати факторного аналізу природних ГАН ( $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) та штучного ізотопу  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладах р. Боржава.

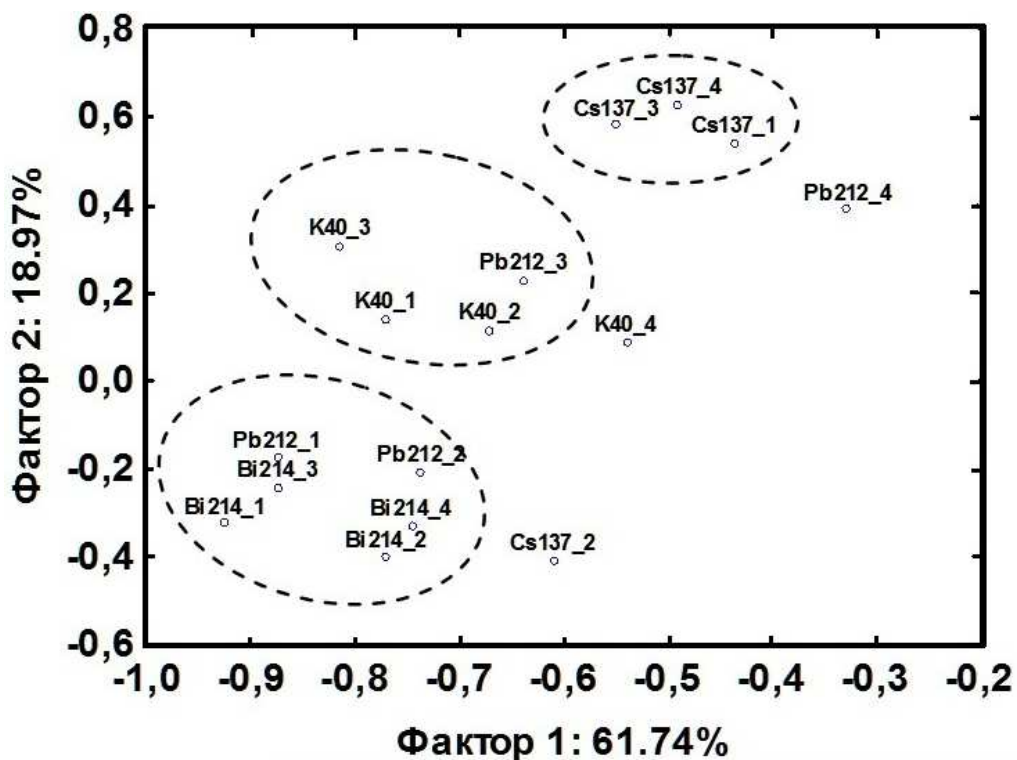


Рис. 3.6. Результати факторного аналізу природних ГАН ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  ряд  $^{238}\text{U}$  і  $^{212}\text{Pb}$  ряд  $^{232}\text{Th}$ ) і штучного ізотопу  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладах р. Боржава.

Аналіз даних рис. 3.6 показує, що для більшості ГАН спостерігається зональність їх розподілу у донних відкладах за течією річки, що може бути зумовлено як особливістю замулювання ділянок річки і складом мулу, так і морфологічними особливостями річки та ерозійних процесів [260-262, 265].

Встановлення таких закономірностей розподілу ГАН у донних відкладах малих річок є невід'ємною складовою картографування і паспортизації територій їх басейнів.

### 3.3. Радіоекологічний моніторинг у межах НПП «Ужанський»

Радіоекологічні дослідження у межах НПП «Ужанський» проводились для ґрунтів гумусового профілю та донних відкладів малих річок. Як і у випадку дослідження НПП «Зачарований край», радіоекологічний моніторинг проводився за природними ГАН, зокрема рядів  $^{238}\text{U}$  і  $^{232}\text{Th}$ , а також  $^{40}\text{K}$  за умов зазначених у п. 2.3 методом низькофонової гамма-спектрометрії. Серед техногенних радіонуклідів дослідження проводилось для  $^{137}\text{Cs}$ .

Результати визначення питомої активності ГАН у ґрунтах гумусового профілю НПП «Ужанський» представлені у табл. 3.8, а ділянки відбору проб зазначені на рис. 2.2 (п. 2.1.2) [261-264, 266-270, 289].

Аналіз даних табл. 3.8 показує, що радіоактивні показники ґрунтів НПП «Ужанський» є більш стабільними, ніж відповідних ґрунтів НПП «Зачарований край». Порівнюючи дані табл. 3.8 із даними табл. 3.4 і 3.5, можна виявити наступні тенденції. По-перше, основний внесок у природну питому активність ґрунтів вносить  $^{40}\text{K}$ , причому валовий вміст Калію у ґрунтах гумусового профілю НПП «Ужанський» є вищим, ніж у ґрунтах НПП «Зачарований край», що зумовлено типом ґрунтів досліджуваних територій. По-друге, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах НПП «Зачарований край» є вищою, ніж у ґрунтах НПП «Ужанський», відповідно середнє значення становить 24,8 Бк/кг і 13,7 Бк/кг. Це свідчить про міграцію цього елемента (міграція за висотою місцевості над р.м.), адже територія НПП «Ужанський» є передгірським ландшафтом з елементами гірського, тоді як територія НПП «Зачарований край» – низинним ландшафтом з елементами передгір'я. По-третє, загальна питома активність природних ГАН без урахування  $^{40}\text{K}$  у ґрунтах НПП «Ужанський» є вищою, ніж у ґрунтах НПП «Зачарований край», відповідно  $239\pm 52$  Бк/кг до  $112\pm 38$  Бк/кг (без урахування міток  $^{226}\text{Ra}$  і  $^{212}\text{Bi}$ , які зустрічаються лише в поодиноких зразках ґрунту НПП «Зачарований край»). З огляду на те, що в межах досліджуваних територій зустрічаються буроземні гірсько-лісові ґрунти, аномальний розподіл ГАН зумовлений, переважно, особливістю геологічної будови гірських порід.

Таблиця 3.8

Результати визначення питомої активності ГАН у ґрунтах гумусового горизонту НПП «Ужанський» (n=6, P=0,95)

Ділянка відбору	$\Sigma A$ , Бк/кг	$\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$	Питома активність ГАН, Бк/кг ( $\bar{X} \pm \delta$ ) / $S_r$							
			$^{40}\text{K}$	$^{137}\text{Cs}$	Ряд $^{238}\text{U}$		Ряд $^{232}\text{Th}$			
					$^{214}\text{Pb}$	$^{214}\text{Bi}$	$^{212}\text{Pb}$	$^{212}\text{Bi}$	$^{228}\text{Ac}$	$^{208}\text{Tl}$
1 <sup>1</sup>	238	2,38	87±16 / 0,18	12,7±2,2 / 0,17	35,5±4,6 / 0,13	35,1±4,9 / 0,14	41,3±5,4 / 0,13	52,7±7,4 / 0,14	57,6±8,1 / 0,14	16,1±3,1 / 0,19
2 <sup>1</sup>	287	2,11	290±29 / 0,10	14,4±2,3 / 0,16	49,1±5,9 / 0,12	43,2±5,6 / 0,13	53,7±5,9 / 0,11	59,1±8,3 / 0,14	62,4±8,1 / 0,13	19,5±3,5 / 0,18
3 <sup>1</sup>	245	2,11	384±35 / 0,09	23,9±3,3 / 0,14	38,1±5,0 / 0,13	40,7±5,7 / 0,14	49,2±5,9 / 0,12	50,8±7,6 / 0,15	52,4±7,9 / 0,15	13,5±2,7 / 0,20
4 <sup>2</sup>	230	2,50	120±18 / 0,15	7,2±1,4 / 0,19	33,2±4,3 / 0,13	32,6±4,6 / 0,14	42,1±5,5 / 0,13	47,7±7,6 / 0,16	57,5±8,0 / 0,14	17,1±3,2 / 0,19
5 <sup>1</sup>	254	2,22	289±29 / 0,10	10,8±1,8 / 0,17	35,5±4,6 / 0,13	43,3±5,2 / 0,12	50,5±6,1 / 0,12	56,1±7,9 / 0,14	50,4±7,6 / 0,15	18,3±3,3 / 0,18
6 <sup>2</sup>	239	2,27	233±26 / 0,11	14,2±2,3 / 0,16	34,8±4,5 / 0,13	38,5±5,4 / 0,14	34,5±4,5 / 0,13	48,3±7,2 / 0,15	68,9±8,3 / 0,12	14,4±2,9 / 0,20
7 <sup>2</sup>	270	2,58	229±23 / 0,10	14,9±2,2 / 0,15	33,5±4,4 / 0,13	42,1±5,5 / 0,13	59,1±6,5 / 0,11	60,9±7,9 / 0,13	53,4±7,5 / 0,14	21,3±3,6 / 0,17
8 <sup>2</sup>	229	2,53	231±23 / 0,10	12,6±2,2 / 0,17	30,2±4,2 / 0,14	34,5±4,8 / 0,14	37,9±4,9 / 0,13	53,2±8,0 / 0,15	53,1±7,4 / 0,14	19,8±3,6 / 0,18
9 <sup>1</sup>	187	1,86	420±34 / 0,08	9,1±1,6 / 0,18	31,9±4,5 / 0,14	33,4±4,7 / 0,14	25,1±3,5 / 0,14	40,7±6,9 / 0,17	44,2±7,1 / 0,16	11,6±2,4 / 0,21
10 <sup>1</sup>	214	2,04	252±25 / 0,10	16,9±2,5 / 0,15	33,3±4,3 / 0,13	37,1±5,2 / 0,14	48,9±5,9 / 0,12	41,2±7,0 / 0,17	38,6±6,2 / 0,16	14,7±2,8 / 0,19
Середньоарифметичні дані питомої активності ГАН, Бк/кг										
-	239±52	2,26±0,40	254	13,7	35,5	38,1	44,2	51,1	53,9	16,6

Примітка. Ґрунти гірсько-лісові суглинисті: <sup>1</sup> - світло-бурі; <sup>2</sup> - темно-бурі; інше – аналогічно табл. 3.4-3.5.

Внаслідок того, що Карпатські гори є молодими, вміст радіоактивних порід у них є вищим. Крім того, періодичні землетруси сприяють появі тріщин у гірських породах, що сприяє виділенню Радону ( $^{222}\text{Rn}$  і  $^{220}\text{Rn}$ ), який при розкладі може утворювати такі ГАН як  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$  і  $^{212}\text{Pb}$ , що формують природну радіоактивність досліджуваних ґрунтів (рис. 1.6). По-четверте, для ґрунтів НПП «Ужанський» величина  $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$  є відносно стабільною ( $2,26 \pm 0,40$ ), що свідчить про відносну стабільність геохімічної обстановки, причому для темно-бурих гірсько-лісових суглинистих ґрунтів цей показник є вищим ( $2,47 \pm 0,20$ ), ніж для світло-бурих гірсько-лісових суглинистих ґрунтів ( $2,12 \pm 0,26$ ). Для відповідних ґрунтів НПП «Зачарований край» величина  $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$  коливається в широких межах 1,20-3,70, що свідчить про нестабільність геохімічного стану території. Для оцінки даного показника в межах територій НПП «Зачарований край» і НПП «Ужанський» на рис. 3.7 представлено відношення  $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$  для ґрунтів цих територій.

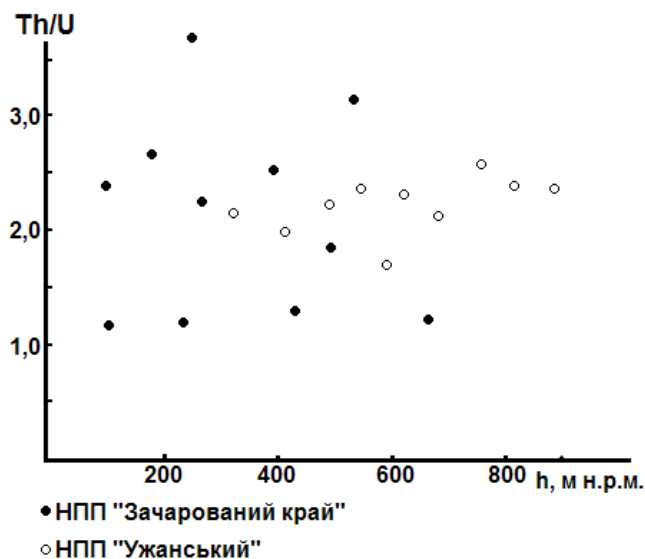


Рис. 3.7. Відношення  $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$  у ґрунтах гумусового профілю НПП «Зачарований край» і НПП «Ужанський» за різної висоти місцевості (**h**).

Аналіз даних рис. 3.7 показує, що відношення  $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$  у ґрунтах гумусового профілю НПП «Ужанський» є відносно сталим і на цю величину практично не впливає висота місцевості. В той же час, в межах НПП «Зачарований край» відношення  $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$  є безсистемним, що підтверджує нестабільність геохімічного стану цієї природно-заповідної території.

Радіоекологічний моніторинг донних відкладів малих річок, басейни яких охоплюють територію, проводився згідно стандартної процедури (див. розділ 2), а ділянки пробовідбору зазначені на рис. 2.2. Результати радіоекологічних досліджень донних відкладів річок НПП «Ужанський» представлені у табл. 3.9.

Результати радіоекологічного моніторингу донних відкладів малих річок, басейни яких охоплюють НПП «Ужанський» (табл. 3.9), дозволяють зробити наступні висновки [248, 257, 261-265, 268, 291]. По-перше, донні відклади малих річок території НПП «Ужанський» мають менші акумулюючі властивості, ніж донні відклади річок НПП «Зачарований край». Цей висновок можна зробити із меншої різниці питомої активності ГАН у донних відкладах і ґрунтах гумусового горизонту (НПП Ужанський), що, очевидно, зумовлено меншим ступенем замулювання річок території НПП «Ужанський» у порівнянні з НПП «Зачарований край». По-друге, 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). По-третє, порівняння радіоактивних даних для донних відкладів малих річок території НПП «Ужанський» і НПП «Зачарований край» свідчить про близькість цих показників, хоча загальна питома активність природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) у донних відкладах НПП «Ужанський» є вищою. Останнє пояснюється, як вже зазначалось нами раніше, особливістю геохімічних умов передгірських регіонів області, що разом з тектонічною активністю територій може зумовлювати виділення Радону ( $^{222}\text{Rn}$  і  $^{220}\text{Rn}$ ), який при розкладі утворює такі ГАН як  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$  і  $^{212}\text{Pb}$ , що формують природну радіоактивність ґрунтів, а відтак і донних відкладів.

Порівняння радіоекологічного стану ґрунтів (табл. 3.8) і донних відкладів малих річок (табл. 3.9) території НПП «Ужанський» вказує на те, 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  $^{238}\text{U}$ .



Таблиця 3.9

Усереднені дані радіоекологічних досліджень донних відкладів малих річок, басейни яких охоплюють територію НПП «Ужанський»

Ділянки річок	Питома активність ГАН ( $\bar{X} \pm \Delta X$ ), Бк/кг								$\Sigma A$ , Бк/кг ( $\bar{X} \pm \Delta X$ )	$\Sigma^{232}\text{Th}$ / $\Sigma^{238}\text{U}$
	$^{137}\text{Cs}$	$^{40}\text{K}$	ряд $^{238}\text{U}$		ряд $^{232}\text{Th}$					
			$^{214}\text{Pb}$	$^{214}\text{Bi}$	$^{228}\text{Ac}$	$^{212}\text{Pb}$	$^{212}\text{Bi}$	$^{208}\text{Tl}$		
Річка Уж (верхня течія)										
№ 1	9,6±1,6	440±62	29,8±5,1	32,1±4,8	29,4±5,9	28,6±4,4	28,7±4,7	10,3±2,1	159	1,57
№ 2	7,5±1,4	453±72	34,5±5,7	36,2±5,9	32,6±6,2	34,2±5,3	36,5±5,9	11,3±2,2	185	1,62
№ 3	5,8±0,9	454±74	36,5±5,9	39,4±6,6	34,2±6,1	31,4±5,0	34,2±5,6	10,9±1,9	187	1,46
Річка Уличка										
№ 1	3,5±0,7	380±61	23,7±4,5	25,4±4,4	26,1±4,8	21,1±3,5	23,7±4,0	7,3±1,4	127	1,59
№ 2	2,4±0,4	402±60	24,2±4,2	26,8±4,4	22,4±4,3	25,3±4,1	25,9±4,8	9,4±1,8	134	1,63
№ 3	7,2±1,2	398±62	27,2±4,5	30,1±4,7	27,3±4,6	27,4±4,2	29,4±5,0	7,2±1,6	149	1,59
Річка Вишка										
№ 1	7,2±1,4	390±66	31,6±5,3	33,1±5,8	22,8±4,3	27,2±4,4	28,3±4,4	9,8±1,7	153	1,36
№ 2	9,4±1,7	387±62	32,9±5,7	34,5±5,7	26,5±5,0	31,6±4,8	32,7±6,8	10,2±2,0	168	1,50
№ 3	10,8±1,9	421±73	34,9±5,7	37,2±5,9	28,4±4,9	32,5±5,2	35,3±6,6	10,6±1,9	179	1,48
Річка Лубня										
№ 1	4,3±0,9	343±57	19,2±3,5	21,1±3,2	25,2±4,5	29,6±4,2	32,4±6,3	6,5±1,3	134	2,33
№ 2	2,8±0,5	318±49	22,5±3,9	23,9±4,4	27,3±4,8	35,8±5,6	36,3±6,8	8,4±1,8	154	2,32
№ 3	6,9±1,2	353±58	24,3±4,3	26,1±4,6	24,1±4,0	27,2±4,5	36,2±6,4	8,2±1,5	146	1,90
Середньоарифметичні значення										
-	6,5	395	28,4	30,5	27,2	29,3	31,6	9,2	156 ± 32	1,70 ± 0,63

Примітка. Всі позначення аналогічно табл. 3.6.

Як вже зазначалось, радіоекологічний моніторинг донних відкладів малих річок є більш ефективним, ніж ґрунтів гумусового профілю відповідної території, адже він дозволяє виявляти навіть незначні коливання у екологічному стані територій (донні відклади є більш лабільними до забруднення, ніж ґрунти). Коефіцієнти переходу у системі «ґрунт – донні відклади» для НПП «Ужанський» становлять відповідно 0,47 ( $^{137}\text{Cs}$ ) і 1,56 ( $^{40}\text{K}$ ), що суттєво відрізняється від даних для НПП «Ужанський» (0,14 для  $^{137}\text{Cs}$  та 1,98 для  $^{40}\text{K}$ ). Це може бути пояснено різними акумулюючими властивостями донних відкладів малих річок, у т.ч. їх хімічним і гранулометричним складом, а також різною кількістю мулу у річках (ступінь замулювання). У передгірському ландшафті (НПП «Ужанський») ступінь замулювання малих річок є меншим, ніж у низинному (НПП «Зачарований край») і тому, з урахуванням ерозійних процесів і переносу донних відкладів течією, хімічний, а відтак і радіоактивний склад донних відкладів території НПП «Ужанський» є більш близьким до складу ґрунтів цієї території.

З огляду на виявлену різницю радіоекологічного стану території НПП «Зачарований край» (переважно низинний ландшафт) і НПП «Ужанський» (переважно передгірський ландшафт) особливу цікавість являє радіоекологічний моніторинг території НПП «Синевир», адже там домінує гірський ландшафт.

### **3.4. Радіоекологічний моніторинг у межах НПП «Синевир»**

Радіоекологічні дослідження ґрунтів гумусового профілю у межах НПП «Синевир» проводились за загальною методологією, а ділянки пробовідбору зазначені на рис. 2.1. Моніторинг проводився за природними ГАН ( $^{40}\text{K}$  і ГАН рядів  $^{238}\text{U}$  та  $^{232}\text{Th}$ ), а також техногенним  $^{137}\text{Cs}$ . Результати радіоекологічного моніторингу ґрунтів НПП «Синевир» представлені у табл. 3.10 [263-269, 289].

Донні відклади малих річок, як і ґрунти гумусового профілю, досліджувались за радіоекологічними параметрами (природними ГАН і техногенним  $^{137}\text{Cs}$ ) згідно стандартної процедури. Результати радіоекологічних досліджень донних відкладів малих річок, басейни яких охоплюють територію НПП «Синевир» представлені у табл. 3.11.

Таблиця 3.10

Результати визначення питомої активності ГАН у ґрунтах гумусового горизонту НПП «Синевир» (n=6, P=0,95)

Ділянка відбору	$\Sigma A$ , Бк/кг	$\Sigma^{232}\text{Th}$ / $\Sigma^{238}\text{U}$	Питома активність ГАН, Бк/кг ( $\bar{X} \pm \delta$ ) / $S_r$								
			$^{40}\text{K}$	$^{137}\text{Cs}$	Ряд $^{238}\text{U}$			Ряд $^{232}\text{Th}$			
					$^{214}\text{Pb}$	$^{214}\text{Bi}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{212}\text{Pb}$	$^{212}\text{Bi}$	$^{228}\text{Ac}$	$^{208}\text{Tl}$
1	260	0,69	164±23 / 0,14	15,1±2,0 / 0,13	26,7±4,0 / 0,15	29,1±4,1 / 0,14	98±15 / 0,15	30,1±4,2 / 0,14	32,9±5,9 / 0,18	26,9±4,8 / 0,18	16,4±3,1 / 0,19
2	261	0,71	176±23 / 0,13	12,9±2,2 / 0,17	23,8±3,8 / 0,16	25,3±3,8 / 0,15	104±15 / 0,14	28,5±4,0 / 0,14	28,1±5,3 / 0,19	33,1±5,3 / 0,16	18,6±3,3 / 0,18
3	241	1,07	163±24 / 0,15	10,2±1,8 / 0,18	20,4±3,5 / 0,17	19,7±3,3 / 0,17	76±13 / 0,17	25,1±3,8 / 0,15	28,5±5,4 / 0,19	55,4±7,2 / 0,13	15,5±3,3 / 0,21
4	271	0,89	201±24 / 0,12	16,6±2,2 / 0,13	28,3±4,0 / 0,14	25,4±3,6 / 0,14	90±14 / 0,16	27,8±4,2 / 0,15	29,8±5,4 / 0,18	52,4±7,3 / 0,14	17,7±3,4 / 0,19
5	239	0,97	188±24 / 0,13	12,5±2,0 / 0,16	24,2±3,6 / 0,15	21,3±3,4 / 0,16	76±13 / 0,17	26,3±3,9 / 0,15	29,4±5,6 / 0,19	43,1±6,5 / 0,15	18,7±3,6 / 0,19
Середньоарифметичні показники											
-	254 ± 17	0,87 ± 0,20	178	13,5	24,7	24,2	89	27,6	30,2	42,2	17,4

Примітка. Всі позначення аналогічно табл. 3.4-3.5.

Таблиця 3.11

Усереднені дані радіоекологічних досліджень донних відкладів малих річок, басейни яких охоплюють територію НПП «Синевир»

Ділянки річок	Питома активність ГАН ( $\bar{X} \pm \Delta X$ ), Бк/кг								$\Sigma A$ , Бк/кг ( $\bar{X} \pm \Delta X$ )	$\Sigma^{232}\text{Th}$ / $\Sigma^{238}\text{U}$
	$^{137}\text{Cs}$	$^{40}\text{K}$	ряд $^{238}\text{U}$		ряд $^{232}\text{Th}$					
			$^{214}\text{Pb}$	$^{214}\text{Bi}$	$^{228}\text{Ac}$	$^{212}\text{Pb}$	$^{212}\text{Bi}$	$^{208}\text{Tl}$		
Річка Слобода										
№ 1	9,2±1,7	408±65	31,5±4,9	33,2±5,6	26,3±4,1	29,9±4,6	27,6±4,4	12,1±2,0	161	1,48
№ 2	8,3±1,5	385±70	28,3±4,8	30,1±4,9	25,0±4,2	23,6±4,1	24,7±4,4	11,2±2,1	143	1,45
№ 3	6,0±1,2	420±71	25,4±4,6	26,9±4,8	24,2±4,3	25,9±4,3	29,8±5,3	9,7±1,6	142	1,71
Річка Теремля (верхня течія)										
№ 1	8,2±1,5	428±70	30,9±5,0	31,9±5,3	22,4±3,5	23,5±3,8	27,1±4,5	11,3±1,9	147	1,34
№ 2	10,1±1,6	461±73	28,2±5,1	28,7±5,1	23,3±4,0	24,6±4,2	26,1±4,8	10,1±1,8	141	1,48
№ 3	9,3±2,0	480±74	31,1±5,5	32,4±5,0	28,4±4,7	28,4±5,2	25,4±4,5	12,0±1,9	158	1,48
Річка Сухар										
№ 1	2,1±0,4	331±50	22,3±3,8	24,3±4,0	25,1±4,1	22,4±3,9	23,5±3,9	10,2±1,7	128	1,74
№ 2	3,2±0,6	320±52	21,4±4,0	23,8±4,2	28,3±4,2	25,3±4,6	26,4±4,6	11,3±2,0	137	2,02
№ 3	4,0±0,7	368±64	25,7±4,3	27,2±4,2	30,2±5,1	25,8±4,1	27,6±4,7	8,4±1,5	145	1,74
Річка Озерянка										
№ 1	6,1±1,0	345±54	18,9±3,1	23,1±3,7	26,4±4,3	22,5±3,7	24,1±4,1	8,5±1,4	124	1,94
№ 2	3,2±0,6	363±64	25,3±4,4	28,3±4,5	32,1±5,2	25,3±4,4	26,9±4,3	10,2±1,8	148	1,76
№ 3	8,9±1,7	387±71	26,4±4,4	29,8±4,5	34,2±5,9	26,1±4,4	28,0±4,9	11,2±2,2	156	1,77
Середньоарифметичні значення										
-	6,1	392	26,3	28,3	27,2	25,3	26,4	10,5	144 ± 20	1,66 ± 0,54

Примітка. Всі позначення аналогічно табл. 3.6.

Аналізуючи дані табл. 3.10 видно, що радіоекологічні характеристики ґрунтів гумусового профілю НПП «Синевир» є відносно стабільними [266, 267, 269, 270] і при цьому можна виділити дві головні тенденції. По-перше, питома активність ГАН у досліджуваних ґрунтах (гірський ландшафт) у значній мірі визначається природними радіонуклідами ряду  $^{238}\text{U}$ , зокрема  $^{226}\text{Ra}$ , тому відношення  $\Sigma ^{232}\text{Th} / \Sigma ^{238}\text{U}$  складає  $0,87 \pm 0,20$ , що суттєво відрізняється від ґрунтів НПП «Ужанський» (передгірський ландшафт) і НПП «Зачарований край» (низинний ландшафт), де цей показник відповідно складає  $2,26 \pm 0,40$  і  $2,23 \pm 1,47$  (діапазон значень 1,20-3,70, що свідчить про нестабільний геохімічний стан). Тому показник відношення  $\Sigma ^{232}\text{Th} / \Sigma ^{238}\text{U}$  слід урахувувати при порівнянні радіоактивних даних із різних ландшафтних територій. По-друге, сумарна питома активність природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) у ґрунтах НПП «Синевир» є високою  $254 \pm 17$  Бк/кг, що вище ніж у ґрунтах НПП «Ужанський» ( $239 \pm 52$  Бк/кг) і НПП «Зачарований край» ( $91 \pm 38$  Бк/кг). Це, як вже зазначалось нами раніше, зумовлено тим, що в сейсмічно активних молодих Карпатських горах відбуваються періодичні землетруси, що сприяє виділенню Радону ( $^{222}\text{Rn}$  і  $^{220}\text{Rn}$ ), який при розкладі може утворювати такі ГАН як  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$  і  $^{212}\text{Pb}$ , що формують природну радіоактивність досліджуваних ґрунтів (рис. 1.6).

Дані табл. 3.11 свідчать про те, що радіоекологічні показники донних відкладів малих річок басейнів НПП «Синевир» є стабільними і близькими до донних відкладів НПП «Ужанський» (табл. 3.9) і НПП «Зачарований край» (табл. 3.6) незважаючи на різницю радіоекологічних показників ґрунтів цих територій. 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. В той же час, уваги заслуговує ділянка № 1 р. Слобода, адже вона близька до витоку річки, який формується з о. Синевир (має акумулюючі властивості), тому радіоекологічні показники донних відкладів у цій точці дослідження відрізняються від цих показників за течією річки. Порівнюючи систему «ґрунт – донні відклади» у межах НПП «Синевир» видно, що

коефіцієнти переходу для  $^{137}\text{Cs}$  становить 0,45, а для  $^{40}\text{K}$  – 1,54. Ці коефіцієнти близькі до отриманих результатів для НПП «Ужанський» (0,47 для  $^{137}\text{Cs}$  і 1,56 для  $^{40}\text{K}$ ), але відрізняються від даних для НПП «Зачарований край» (0,14 для  $^{137}\text{Cs}$  та 1,98 для  $^{40}\text{K}$ ). Останнє може свідчити про різні акумулюючі властивості донних відкладів малих річок різних ландшафтів, причому для гірського і передгірського ландшафту ці показники є близькими.

Порівнюючи результати радіоекологічного моніторингу ґрунтів і донних відкладів Національних природних парків Закарпатської області можна зробити такі узагальнення [251-275, 283, 289-291]:

- Загальна питома активність природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) ґрунтів гумусового горизонту зростає при переході від низинного (НПП «Зачарований край») до передгірського (НПП «Ужанський») і гірського (НПП «Синевир») ландшафту, що зумовлено геоморфологічними, тектонічними і геохімічними особливостями територій. В гірській і передгірській місцевості може виділятися Радон ( $^{222}\text{Rn}$  і  $^{220}\text{Rn}$ ), який при розкладі утворює ГАН рядів  $^{238}\text{U}$  і  $^{232}\text{Th}$ , що формують природний радіаційний фон (рис. 3.8.а);

- Відношення  $\Sigma ^{232}\text{Th} / \Sigma ^{238}\text{U}$  у ґрунтах різних ландшафтних зон суттєво відрізняється (рис. 3.8.б), причому у гірській місцевості ГАН ряду  $^{238}\text{U}$  мають домінуючий вплив, тоді як у низинній і передгірській – ГАН ряду  $^{232}\text{Th}$ ;

- У ґрунтах при переході від гірського до передгірського і низинного ландшафту спостерігається міграція для  $^{137}\text{Cs}$  і зростає його питома активність (рис. 3.9.а), тоді як для  $^{40}\text{K}$  такої закономірності не спостерігається (рис. 3.9.б). Останнє зумовлено, очевидно, типом ґрунтів досліджуваних територій і валовим вмістом у них Калію. По відношенню до  $^{137}\text{Cs}$  такі дані відомі [117, 121, 276] для окремих територій, проте для Закарпатської області вони одержані вперше;

- для донних відкладів малих річок, басейни яких охоплюють території досліджуваних НПП, вищезазначених закономірностей не спостерігається (рис. 3.8 і 3.9), що зумовлено як акумулюючими, так і нівелюючими властивостями донних відкладів малих річок. В той же час, вони відображають екологічний стан 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.

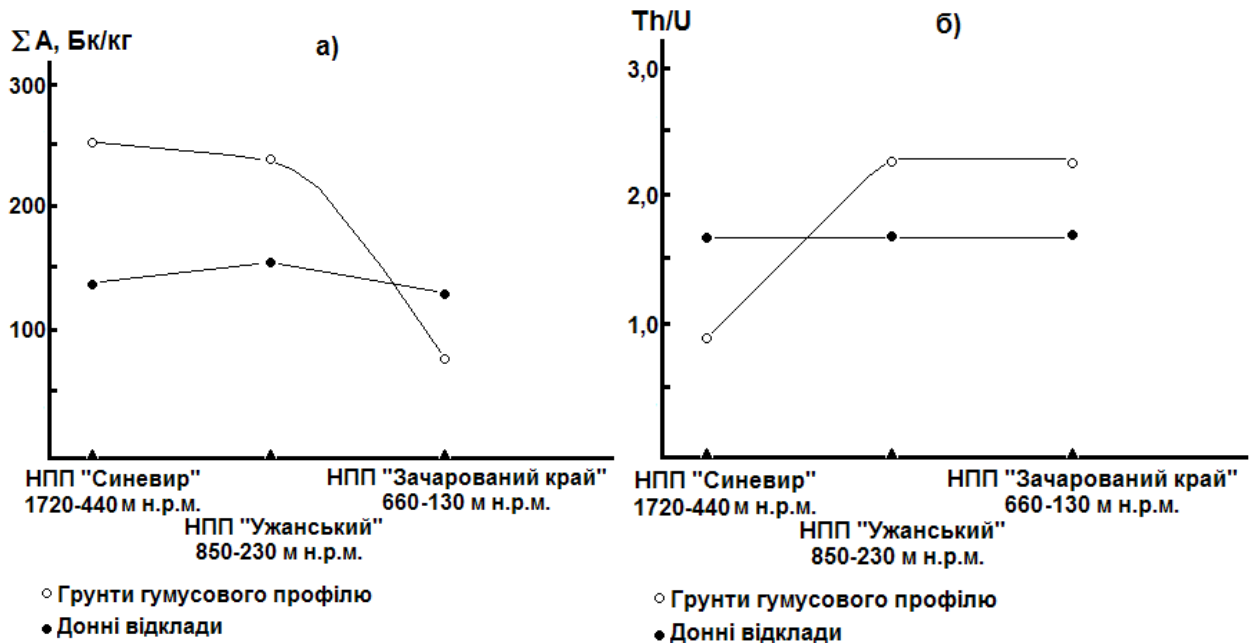


Рис. 3.8. Дані сумарної питомої активності природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) у ґрунтах і донних відкладах малих річок в залежності від досліджуваної території (а), а також відношення  $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$  (б) для цих об'єктів.

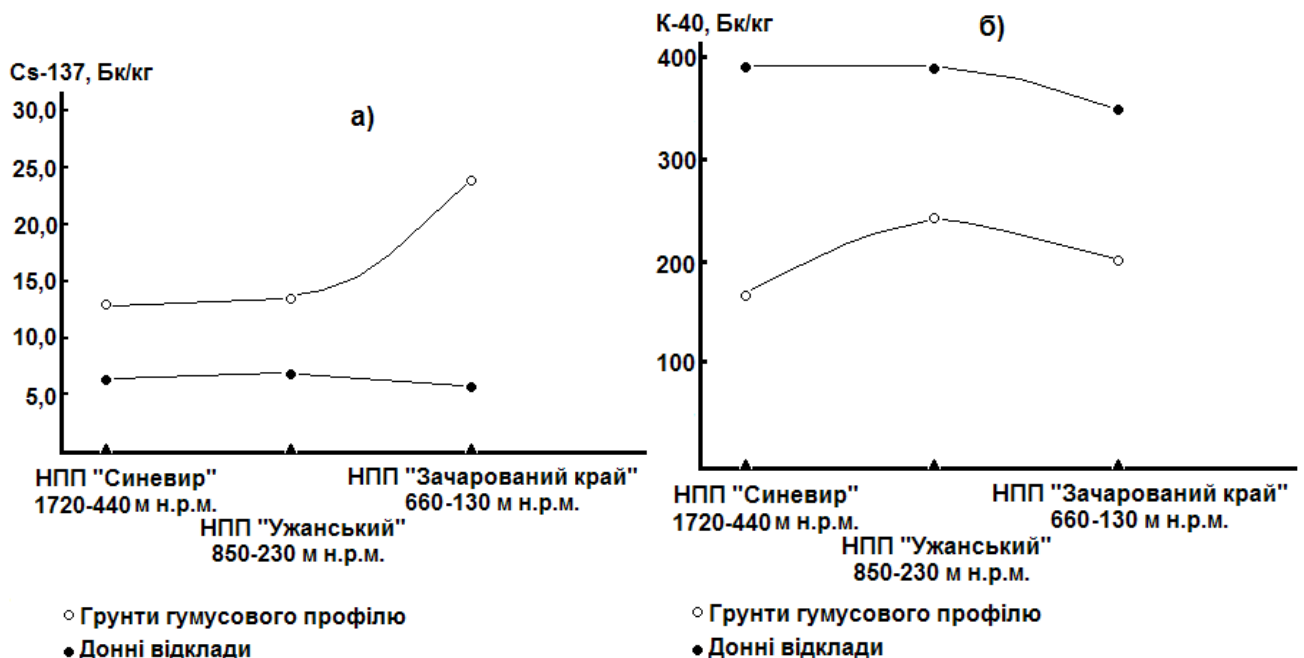


Рис. 3.9. Дані питомої активності  $^{127}\text{Cs}$  у ґрунтах і донних відкладах малих річок в залежності від досліджуваної території (а), а також питомої активності  $^{40}\text{K}$  (б) для цих об'єктів.

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 урахуванням ландшафтного зонування території.

Результати цих досліджень впроваджені Державному управлінні охорони навколишнього природного середовища в Закарпатській області (*Додаток А*) і Басейновому управлінні водних ресурсів річки Тиса (*Додаток Б*).

### Висновки до розділу 3

1. Оптимізовано методику вимірювання ГАН методом гамма-спектрометрії, доведено валідність пропонованої методики.

2. Виявлено, що розподіл природних ГАН у ґрунтових профілях носить відносно фрагментарний і безсистемний характер, проте  $^{137}\text{Cs}$  зустрічається, переважно, у гумусовому горизонті і повільно мігрує у глибинні ґрунтові профілі. Для техногенного  $^{137}\text{Cs}$  спостерігається міграція і його питома активність у ґрунтах низовинного ландшафту є вищою, ніж у ґрунтах передгірського ландшафту, а в останніх – вищою, ніж у ґрунтах гірського ландшафту.

3. Доведено, що загальна питома активність природних ГАН рядів  $^{238}\text{U}$  і  $^{232}\text{Th}$  (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) у ґрунтах гумусового профілю зростає при переході від низинного до передгірського і гірського ландшафту, що зумовлено геоморфологічними, геохімічними і тектонічними особливостями територій. При цьому, незважаючи на відносну стабільність загальної питомої активності природних ГАН у межах одного НПП, питома активність окремих радіонуклідів є показовою, що можна використати для ідентифікації ґрунтів окремих ділянок досліджуваних територій.

4. Встановлено, що показовим для ґрунтів є відношення  $\Sigma ^{232}\text{Th} / \Sigma ^{238}\text{U}$ , яке характеризує питомий внесок у природний радіаційний фон ГАН різних рядів,



причому в гірській місцевості ГАН ряду  $^{238}\text{U}$  мають домінуючий вплив, тоді як у низинній і передгірській місцевості – домінують ГАН ряду  $^{232}\text{Th}$ .

5. Показано, що донні відклади малих річок природно-заповідних територій мають акумулюючо-нівелюючі властивості щодо ГАН, але при цьому вони відображають екологічний стан територій басейнів річок. З огляду на це, радіоекологічний моніторинг доцільно проводити саме за донними відкладами.

6. На основі кластерного і факторного аналізу встановлено кореляційні залежності розподілу та міграції гамма-активних радіонуклідів у ґрунтах і донних відкладах малих річок, що дозволяє прогнозувати поведінку цих компонентів у довкіллі.

## РОЗДІЛ 4

### ХІМІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

В розділі 1 (п. 1.1.2) нами обґрунтовано, що ВМ є важливими критеріями фоновий моніторинг, причому поєднання їх з ГАН дозволяє більш об'єктивно підійти до питань екологічного нормування, що, в свою чергу, сприятиме зростанню ефективності екологічного менеджменту. Тому в даному розділі, як критерії хімічного моніторингу у межах НПП Закарпатської області, нами представлено результати визначення ВМ у ґрунтових профілях, рослинах і донних відкладах малих річок, а також визначення деяких інших параметрів стану ґрунтів.

Як вже нами зазначалось у розділі 2 (п. 2.3), визначення вмісту ВМ проводили методом електротермічної атомно-абсорбційної спектроскопії (ЕТААС) з використанням модифікатора натрієвої солі ізонікотиноїлгідразону піровиноградної кислоти (визначення Zn, Cu, Pb, Cd), а визначення Hg проводили методом атомно-абсорбційної спектроскопії «холодної пари». Для оцінки правильності визначення ВМ методом ЕТААС, в окремих зразках ґрунту вміст Cu паралельно визначали спектрофотометрично за [223] з реагентом – диетилдитіокарбаматом Плюмбуму.

#### **4.1. Хімічний моніторинг у межах території НПП «Зачарований край»**

Як і у випадку радіоекологічного моніторингу, хімічний моніторинг у межах НПП «Зачарований край» проводився більш детально, що зумовлено нещодавнім набуттям цим об'єктом відповідного статусу НПП, а дані про розподіл ВМ у межах НПП «Зачарований край» в літературі відсутні.

Важливим аспектом хімічного моніторингу є оцінка розподілу і міграції ВМ у ґрунтових профілях, системах «ґрунт – рослина» і «ґрунт – донні відклади малих річок», адже основна частина території НПП «Зачарований край» вкрита буковими лісами, в т.ч. пралісами.

#### 4.1.1. Розподіл важких металів у ґрунтових профілях

Розподіл ВМ за вертикальним ґрунтовим розрізом (ґрунтові профілі) дає важливу інформацію щодо природи походження, міграції і акумуляції ВМ, а також оцінки рівня забруднення довкілля цими інгредієнтами. Такі дані відомі для окремих об'єктів, проте по відношенню до заповідних територій Закарпатської області такі дані відсутні. Важливим аспектом оцінки міграційних процесів ВМ у ґрунтах гумусового профілю є співвідношення вмісту кислоторозчинних (рухомих) форм цих сполук до їх валового вмісту [68, 154-158, 166], але для ґрунтів територій НПП «Зачарований край» такі відсутні.

Слід зазначити, що стан гумусового ґрунтового профілю дає інформацію про реальний екологічний стан досліджуваних територій, тоді як стан глибинних ґрунтових профілів – інформацію про природні геохімічні процеси трансформації ґрунтоутворюючих порід і міграцію ВМ. Як і у випадку радіоекологічних досліджень, визначення вмісту ВМ у ґрунтових профілях проводилось для семи основних ділянок НПП (див. рис. 2.3), а дослідження гумусового ґрунтового горизонту – для 25 основних ділянок.

Результати визначення вмісту ВМ у ґрунтових профілях НПП «Зачарований край» представлено у табл. 4.1, а у табл. 4.2 – дані для гумусового ґрунтового профілю з урахуванням вмісту гумусу і актуальної кислотності.

Аналіз даних табл. 4.1 показує, що розподіл ВМ у ґрунтових профілях носить рівномірно-аккумулятивний характер, але при цьому можна виділити кілька головних акцентів [253, 259, 264, 270, 275, 277-279]:

- такі ВМ як Zn, Cu і Cd зосереджені, переважно у верхньому перехідному профілі, а також гумусовому горизонті. При цьому, міграційна здатність цих ВМ у ґрунтах (відношення вмісту кислоторозчинної форми до валового вмісту) є відносно невисокою і для Zn вона складає 40-53% практично незалежно від профілю, для Cu – < 10 % незалежно від ґрунтового профілю, а для Cd – 13-44%, з найвищим показником у гумусовому горизонті. Це свідчить про ендегенне походження цих ВМ за рахунок трансформації ґрунтоутворюючих порід;

Результати визначення вмісту ВМ у ґрунтових горизонтах НПП «Зачарований край» (n=6, P=0,95)

Ділянка НПП	Ґрунтовий профіль	Вміст ВМ ( $\bar{X} \pm \delta$ ), мг/кг									
		Zn		Cu		Pb		Cd		Hg	
		В.В. / К.Ф.	МЗ, %	В.В. / К.Ф.	МЗ, %	В.В. / К.Ф.	МЗ, %	В.В. / К.Ф.	МЗ, %	В.В. / К.Ф.	МЗ, %
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
№ 1 <sup>1</sup>	0-20 см	34,9±0,6 / 16,9±0,4	48	13,7±0,7 / 0,97±0,03	< 10	15,9±0,5 / 14,1±0,3	89	1,67±0,05 / 0,29±0,01	17	0,11±0,01 / н/в	—
	20-50 см	36,8±0,9 / 17,2±0,5	47	15,2±0,4 / 1,06±0,05	< 10	11,7±0,4 / 8,9±0,3	76	1,93±0,08 / 0,31±0,02	16	0,13±0,01 / н/в	—
	> 50 см	30,1±0,8 / 15,1±0,4	50	11,9±0,4 / 0,52±0,03	< 10	9,6±0,3 / 4,1±0,2	43	1,79±0,07 / 0,23±0,01	13	0,10±0,01 / н/в	—
№ 2 <sup>1</sup>	0-20 см	32,8±0,7 / 15,8±0,4	48	12,9±0,7 / 0,91±0,03	< 10	14,9±0,3 / 13,3±0,3	89	1,57±0,05 / 0,27±0,03	17	0,10±0,01 / н/в	—
	20-50 см	33,9±1,0 / 16,6±0,5	49	14,1±0,5 / 0,79±0,03	< 10	12,1±0,4 / 8,8±0,3	73	1,81±0,08 / 0,52±0,03	29	0,12±0,01 / н/в	—
	> 50 см	28,7±0,9 / 14,9±0,4	52	10,8±0,4 / 0,47±0,02	< 10	9,3±0,3 / 3,3±0,2	35	1,44±0,06 / 0,21±0,01	15	0,11±0,01 / н/в	—
№ 3 <sup>1</sup>	0-20 см	31,2±0,6 / 13,7±0,3	44	15,2±0,8 / 0,33±0,02	< 10	17,5±0,4 / 13,8±0,3	79	1,91±0,09 / 0,81±0,04	42	0,14±0,01 / н/в	—
	20-50 см	34,3±0,9 / 15,1±0,3	44	16,0±0,4 / 0,51±0,03	< 10	14,4±0,3 / 10,4±0,2	72	2,23±0,11 / 0,42±0,02	19	0,16±0,01 / н/в	—
	> 50 см	26,3±0,5 / 12,5±0,3	48	13,1±0,3 / 0,26±0,01	< 10	11,5±0,3 / 3,6±0,2	31	2,14±0,12 / 0,34±0,02	16	0,12±0,01 / н/в	—

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
№ 4 <sup>1</sup>	0-20 см	31,1±0,8 / 13,0±0,3	42	14,4±0,9 / 0,41±0,02	< 10	15,5±0,3 / 11,9±0,3	77	1,81±0,04 / 0,69±0,03	38	0,13±0,01 / н/в	–
	20-50 см	33,4±0,7 / 16,9±0,5	51	15,1±0,4 / 0,58±0,03	< 10	13,3±0,4 / 9,1±0,2	68	2,09±0,11 / 0,46±0,02	22	0,14±0,01 / н/в	
	> 50 см	24,5±0,5 / 11,3±0,3	46	11,1±0,3 / 0,28±0,02	< 10	9,9±0,3 / 3,7±0,2	37	1,72±0,06 / 0,28±0,01	16	0,10±0,01 / н/в	
№ 5 <sup>2</sup>	0-20 см	27,7±0,5 / 12,2±0,3	44	13,5±0,8 / 0,36±0,02	< 10	15,6±0,4 / 12,3±0,3	79	1,74±0,07 / 0,71±0,04	41	0,12±0,01 / н/в	–
	20-50 см	30,5±0,6 / 13,4±0,3	44	14,2±0,5 / 0,51±0,03	< 10	12,8±0,3 / 9,2±0,3	72	2,03±0,12 / 0,43±0,03	21	0,14±0,01 / н/в	–
	> 50 см	23,3±0,5 / 11,1±0,3	48	11,6±0,3 / 0,24±0,01	< 10	10,2±0,3 / 3,2±0,2	31	1,85±0,07 / 0,34±0,02	18	0,10±0,01 / н/в	–
№ 6 <sup>2</sup>	0-20 см	29,2±0,5 / 12,8±0,3	44	14,2±0,8 / 0,37±0,02	< 10	16,4±0,5 / 12,9±0,4	79	1,74±0,06 / 0,77±0,05	44	0,12±0,01 / н/в	–
	20-50 см	32,1±0,8 / 14,2±0,3	44	15,0±0,5 / 0,51±0,03	< 10	13,4±0,4 / 9,7±0,3	72	2,07±0,13 / 0,39±0,02	19	0,15±0,01 / н/в	–
	> 50 см	24,6±0,7 / 11,7±0,3	48	12,2±0,4 / 0,28±0,02	< 10	10,8±0,3 / 3,4±0,2	31	1,92±0,09 / 0,31±0,02	16	0,11±0,01 / н/в	–
№ 7 <sup>1</sup>	0-20 см	33,1±1,0 / 13,3±0,4	40	14,6±0,8 / 0,53±0,02	< 10	14,7±0,5 / 10,9±0,3	74	1,91±0,08 / 0,62±0,03	32	0,13±0,01 / н/в	–
	20-50 см	34,5±0,9 / 14,6±0,4	42	14,4±0,5 / 0,66±0,03	< 10	11,9±0,3 / 7,8±0,2	66	1,98±0,09 / 0,47±0,03	24	0,13±0,01 / н/в	–
	> 50 см	29,7±1,0 / 15,1±0,5	51	11,5±0,3 / 0,33±0,02	< 10	9,3±0,3 / 4,0±0,2	43	1,83±0,07 / 0,31±0,02	17	0,09±0,01 / н/в	–

Примітка. Грунтові горизонти: 0-20 см – гумусовий профіль; 20-50 см – верхній перехідний профіль; > 50 см – нижній перехідний геохімічний бар'єр; бурі гірсько-лісові ґрунти: <sup>1</sup> – середньоглибокі та глибокі опідзолені важкосуглинкові; <sup>2</sup> – неглибокі середньосуглинкові; висота місцевості ділянок пробовідбору 130-660 м н.р.м.; В.В. – валовий вміст металів; К.Ф. – вміст кислоторозчинних форм металів; МЗ – міграційна здатність металів (відношення К.Ф. до В.В.), %; рН – актуальна кислотність гумусового ґрунтового профілю; н/в – не виявлено.

Результати визначення вмісту ВМ та їх усереднення у гумусовому ґрунтовому профілі НПП «Зачарований край», а також інших суміжних параметрів (n=6, P=0,95)

Ділянка НПП	Гумус, %	рН	Вміст ВМ ( $\bar{X} \pm \delta$ ), мг/кг								
			Zn		Cu		Pb		Cd		Hg
			В.В. / К.Ф.	МЗ, %	В.В. / К.Ф.	МЗ, %	В.В. / К.Ф.	МЗ, %	В.В. / К.Ф.	МЗ, %	В.В. / К.Ф.
№ 1	0,75	4,3	34,9±0,6 / 16,9±0,4	48	13,7±0,7 / 0,97±0,03	< 10	15,9±0,5 / 14,1±0,3	89	1,67±0,05 / 0,29±0,01	17	0,11±0,01 / н/в
№ 2	0,66	3,9	32,8±0,7 / 15,8±0,4	48	12,9±0,7 / 0,91±0,03	< 10	14,9±0,3 / 13,3±0,3	89	1,57±0,05 / 0,27±0,03	17	0,10±0,01 / н/в
№ 3	0,81	4,1	31,2±0,6 / 13,7±0,3	44	15,2±0,8 / 0,33±0,02	< 10	17,5±0,4 / 13,8±0,3	79	1,91±0,09 / 0,81±0,04	42	0,14±0,01 / н/в
№ 4	0,92	4,3	31,1±0,8 / 13,0±0,3	42	14,4±0,9 / 0,41±0,02	< 10	15,5±0,3 / 11,9±0,3	77	1,81±0,04 / 0,69±0,03	38	0,13±0,01 / н/в
№ 5	1,08	4,4	27,7±0,5 / 12,2±0,3	44	13,5±0,8 / 0,36±0,02	< 10	15,6±0,4 / 12,3±0,3	79	1,74±0,07 / 0,71±0,04	41	0,12±0,01 / н/в
№ 6	0,79	4,7	29,2±0,5 / 12,8±0,3	44	14,2±0,8 / 0,37±0,02	< 10	16,4±0,5 / 12,9±0,4	79	1,74±0,06 / 0,77±0,05	44	0,12±0,01 / н/в
№ 7	1,20	4,6	33,1±1,0 / 13,3±0,4	40	14,6±0,8 / 0,53±0,02	< 10	14,7±0,5 / 10,9±0,3	74	1,91±0,08 / 0,62±0,03	32	0,13±0,01 / н/в
Середньоарифметичні дані для валового вмісту ВМ											
–	0,89 ± 0,31	4,3 ± 0,4	30,0 ± 4,9	44 ± 4	14,1 ± 1,2	< 10	15,8 ± 1,7	81 ± 8	1,76 ± 0,19	33 ± 16	0,12±0,01

Примітка. Всі позначення аналогічно табл. 4.1

- вміст Hg у ґрунтових профілях є невисоким, з переважно верхньо перехідною акумуляцією, але кислоторозчинні цього ВМ не виявлені. Це також свідчить про ендегенне походження даного ВМ у ґрунтах, що зумовлено поступовою трансформацією ґрунтоутворюючих порід;

- розподіл Pb принципово відрізняється від інших ВМ і він зосереджений, переважно, у гумусовому профілі з поступовою міграцією у глибинні горизонти. Міграційна здатність Pb є найвищою 89-31%, причому у гумусовому горизонті міграційна здатність складає  $81 \pm 8$  % (див. табл. 4.2), що свідчить про його екзогенне походження. Останнє може бути зумовлене як використанням етилованого бензинового палива у минулі роки, так і дальнім переносом сполук Плюмбуму з території Румунії (Маромуреський Повіт), де здійснюється добування і переробка поліметалевих руд, які містять Pb.

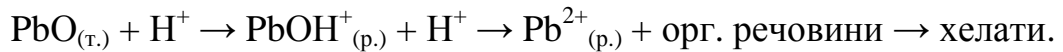
Для підтвердження наведених вище тенденцій, на рис. 4.1 представлено усереднені дані розподілу валового вмісту ВМ у ґрунтових профілях НПП «Зачарований край».



Рис. 4.1. Розподіл валового вмісту ВМ у ґрунтових профілях НПП «Зачарований край».

Таким чином, міграційна здатність ВМ може виступати критерієм походження і безпеки ВМ у ґрунтах, що можна використати в системі екологічного нормування.

Дані табл. 4.2 показують, що досліджувані ґрунти є кислими (рН  $4,3 \pm 0,4$ ) і це може зумовлювати зростання концентрації рухомих (кислоторозчинних) форм ВМ у ґрунтах, і для екзогенного Плюмбуму, це має найбільше значення. У кислих ґрунтах вплив гумінових і фульвокислот зумовлює утворення водорозчинних хелатів Рb за нижченаведеною схемою:



Для інших ВМ такої тенденції не спостерігається, що зумовлено, очевидно, формою їх знаходження у ґрунтах, де домінують сульфідні сполуки металів. Крім того, ендегенне походження Zn, Cu, Cd і Hg зумовлює повільну міграцію їх сполук із нижнього перехідного горизонту в акумулюючий верхній перехідний ґрунтовий профіль і у меншій мірі гумусовий горизонт, що практично не залежить від кислотності ґрунтів. Вміст гумусу в досліджуваних ґрунтах знаходиться у межах  $0,89 \pm 0,31$  %, що характерно для буроземів, він є відносно невисоким і зумовлює відчутний вплив на міграцію ВМ у ґрунтових профілях таких факторів, як актуальної кислотності ґрунтів і ємність катіонного обміну.

Висока актуальна кислотність гумусового ґрунтового профілю досліджуваної території зумовлена, очевидно, впливом високої лісистості НПП «Зачарований край», коли деревні (та трав'янисті) рослини поглинаючи із ґрунту зольні елементи ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ), сприяють зростанню концентрації іонообмінного катіону  $\text{H}_3\text{O}^+$ , що і зумовлює закислення ґрунтів [166, 280, 281].

Важливим аспектом екологічного нормування є те, що валовий вміст ВМ і вміст їх кислоторозчинних форм у гумусовому ґрунтовому профілі є відносно сталими і коливання значень цих показників від середньоарифметичних не перевищує  $\pm 10\%$  для Cu, Pb, Cd та Hg і  $15\%$  для Zn. Це дозволяє використати усереднені дані вмісту ВМ у ґрунтах (рис. 4.2), як фонові (еталонні) значення цих інгредієнтів для прилеглих територій [282], що впроваджено в практичну діяльність (Додаток А і Б), а також у навчальному процесі на хімічному факультеті ДВНЗ «Ужгородський національний університет» при навчанні студентів напрямку підготовки 6.040106 – екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування (Додатки В і Г).



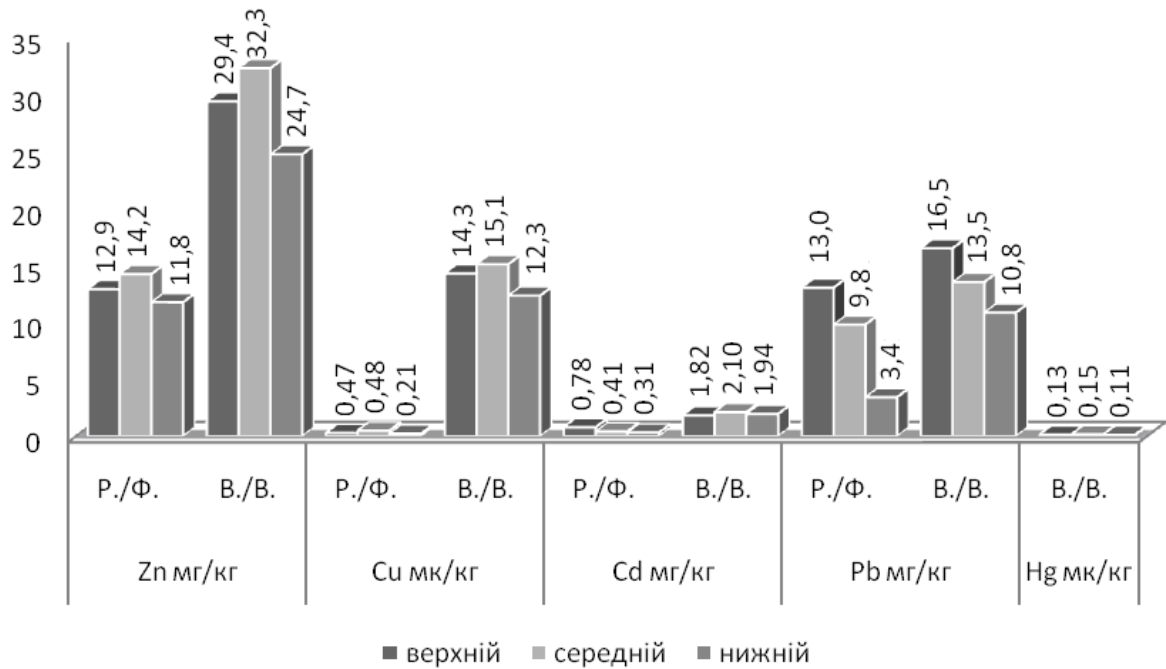


Рис. 4.2. Усереднені (еталонні) дані розподілу ВМ у ґрунтових профілях НПП «Зачарований край»: P./Ф. – вміст рухомих (кислоторозчинних) форм металів, мг/кг; V./В. – валовий вміст металів, мг/кг.

Для оцінки правильності визначення ВМ у ґрунтах методом ЕТААС, паралельно проводили визначення Купруму в окремих зразках ґрунтів гумусового профілю спектрофотометричним методом, а результати таких визначень представлені у табл. 4.3.

Таблиця 4.3

Результати визначення валового вмісту Купруму у ґрунті гумусового профілю НПП «Зачарований край» різними методами (n=6, P=0,95)

Зразок ґрунту	Знайдено Cu, мг/кг			
	Спектрофотометрія [223]		Метод ЕТААС	
	$\bar{X} \pm \delta$	$S_r$	$\bar{X} \pm \delta$	$S_r$
№ 1	14,2±0,6	0,039	13,7±0,7	0,048
№ 2	13,5±0,6	0,042	12,9±0,7	0,053
№ 3	14,6±0,5	0,035	15,2±0,8	0,051
№ 4	13,8±0,5	0,038	14,4±0,9	0,060
№ 5	14,1±0,5	0,037	13,5±0,8	0,057
№ 6	13,5±0,6	0,043	14,2±0,8	0,054
№ 7	13,9±0,6	0,041	14,6±0,8	0,049

Перевірка збіжності результатів визначення Купруму різними методами (табл. 4.3) згідно [231] показала, що одержані дані є збіжними, а методи

визначення – адекватними. Про останнє свідчить також перекривання довірчих інтервалів результатів аналізу одного зразка різними методами (див. табл. 4.3).

#### 4.1.2. Вивчення міграції важких металів у системі «грунт – рослина»

Міграція ВМ у системі «грунт – рослина» має важливе значення у системі екологічного нормування, адже транслокаційний міграційний показник для ВМ використовується для встановлення величини ГДК<sub>Г</sub> [280]. Дослідження щодо накопичення рослинами ВМ є чисельними [34, 42, 96, 98, 101, 104, 106, 162, 168], де зазначено про важливу роль кислоторозчинних (рухомих) форм ВМ, проте такі дані для букових пралісів, які домінують на території НПП «Зачарований край», відсутні.

Домінуючими та індикаторними щодо накопичення ВМ видами флори території НПП «Зачарований край» є бук, папороть і мох, тому саме ці рослини досліджувались на вміст ВМ. Ділянки пробовідбору рослин відповідають ділянкам дослідження ґрунтових профілів (рис. 2.3, розділ 2), а результати визначення ВМ у рослинах представлені у табл. 4.4.

Таблиця 4.4

Результати визначення вмісту ВМ у рослинах території НПП «Зачарований край» (n=6, P=0,95)

Зразок рослин (ділянка відбору проб)	Вміст ВМ ( $\bar{X} \pm \delta$ ), мг/кг сухої ваги			
	Zn	Cu	Pb	Cd
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
Листя буку (№ 1)	98±3	9,8±0,4	3,3±0,2	1,2±0,1
Листя буку (№ 2)	98±3	9,7±0,4	3,1±0,2	1,3±0,1
Листя буку (№ 3)	96±3	9,5±0,4	2,8±0,2	1,1±0,1
Листя буку (№ 4)	94±3	9,3±0,4	2,6±0,2	0,8±0,1
Листя буку (№ 5)	91±3	9,1±0,4	3,3±0,2	0,7±0,1
Листя буку (№ 6)	87±3	8,7±0,4	2,6±0,2	0,8±0,1
Листя буку (№ 7)	83±3	8,3±0,4	1,9±0,2	0,9±0,1
Усереднені дані для листя буку ( $\bar{X} \pm \Delta$ )	92±9	9,2±0,9	2,8±0,9	1,0±0,3

Продовження таблиці 4.4

1	2	3	4	5
Папороть (№ 1)	117±4	12,3±0,5	4,2±0,2	0,8±0,1
Папороть (№ 2)	104±3	12,7±0,5	3,8±0,2	0,6±0,1
Папороть (№ 3)	115±4	12,1±0,5	4,7±0,2	0,7±0,1
Папороть (№ 4)	118±4	12,4±0,5	4,5±0,2	0,8±0,1
Папороть (№ 5)	104±3	11,7±0,5	2,9±0,2	0,6±0,1
Папороть (№ 6)	102±3	11,3±0,5	3,3±0,2	0,5±0,1
Папороть (№ 7)	101±3	10,9±0,4	3,7±0,2	0,5±0,1
<i>Усереднені дані для папороті (<math>\bar{X} \pm \Delta</math>)</i>	<i>109±9</i>	<i>11,9±1,0</i>	<i>3,9±1,0</i>	<i>0,6±0,2</i>
Мох (№ 1)	142±4	18,5±0,6	6,3±0,3	2,6±0,1
Мох (№ 2)	135±4	17,1±0,6	5,8±0,3	2,3±0,1
Мох (№ 3)	136±4	17,4±0,6	5,9±0,3	2,2±0,1
Мох (№ 4)	138±4	17,7±0,6	6,0±0,3	2,5±0,1
Мох (№ 5)	134±4	17,3±0,6	5,8±0,3	2,3±0,1
Мох (№ 6)	131±4	16,9±0,6	5,7±0,3	2,1±0,1
Мох (№ 7)	109±3	15,2±0,6	5,4±0,3	1,8±0,1
<i>Усереднені дані для моху (<math>\bar{X} \pm \Delta</math>)</i>	<i>132±23</i>	<i>17,2±2,0</i>	<i>5,8±0,5</i>	<i>2,3±0,5</i>

Аналіз даних табл. 4.4 показує, що у межах одного виду рослин розподіл ВМ носить рівномірно-дисперсний характер, але при цьому коливання вмісту окремих ВМ у рослинах може сягати від  $\pm 10\%$  (Zn, Cu) до  $\pm 25-30\%$  (Pb, Cd). В цілому, вміст ВМ у рослинах території НПП «Зачарований край» є невисоким і може вважатись фоновим для даного регіону [286, 287].

Якщо розглядати акумуляцію ВМ між різними видами рослин, то як і можна було очікувати, найбільшою здатністю до біокумуляції володіє мох [284, 285], а найменшою – деревні види рослин, зокрема бук. Тому мохи можна використовувати як біоіндикатори забруднення довкілля ВМ і як рослини, придатні для фітореMediaції земель. Розрахунок коефіцієнтів транслокаційної міграції ( $K_{TM}$ ) різних ВМ у системі «грунт – рослина» для валового вмісту ВМ у гумусовому ґрунтового профілі з урахуванням ділянок пробовідбору показує, що найбільше значення  $K_{TM}$  характерне для Цинку, а найменше – для Плюмбуму, хоча найвищий міграційний показник у межах ґрунту характерний саме для Плюмбуму (див. табл. 4.1-4.2). Це зумовлено, очевидно, формою перебування Pb у ґрунтах і відносною інертністю рослин до даного елемента.

Результати розрахунку  $K_{TM}$  для різних рослин по відношенню до валового вмісту ВМ у ґрунті представлено у табл. 4.5.

Таблиця 4.5

Результати розрахунку усереднених транслокаційних коефіцієнтів міграції ВМ у системі «ґрунт – рослина»

Зразок рослин	$K_{TM}$			
	Zn	Cu	Pb	Cd
Листя буку	3,07	0,65	0,18	0,57
Папороть	3,63	0,83	0,25	0,34
Мох	4,40	1,22	0,38	1,31

Зміна величини  $K_{TM}$  для рослин всіх видів у ряді  $Zn > Cu > Cd > Pb$  підтверджує, що Zn і Cu відносяться до біогенних мікроелементів.

Для з'ясування ступеня спорідненості популяцій рослин різних видів до накопичення ВМ у залежності від територіального фактору (розподіл у межах території НПП), що дозволяє також оцінити взаємозв'язок між ґрунтом і рослиною, нами було використано кластерний аналіз (відстань між кластерами відображає рівень спорідненості структури фітоценозів у просторі). Результати кластерного аналізу представлені на рис. 4.3.

Дані дендрограм (рис. 4.3) показують, що найкраща кореляція між вмістом ВМ у рослинах і просторовими факторами характерна для листя бука, тоді як для папороті і моху така кореляція відсутня. Така принципова відмінність зумовлена, очевидно, фізіологією рослин. Так, бук, як багаторічна культура, має встановлений мікроелементний гомеостаз, тоді як у папороті та моху такий гомеостаз суттєво відрізняється і вони добре акумулюють ВМ [288].

Одержані закономірності дозволяють прогнозувати накопичення ВМ у рослинних ценозах, що є важливими складовими моделювання стану об'єктів довкілля, нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище та забезпечення екологічної безпеки.

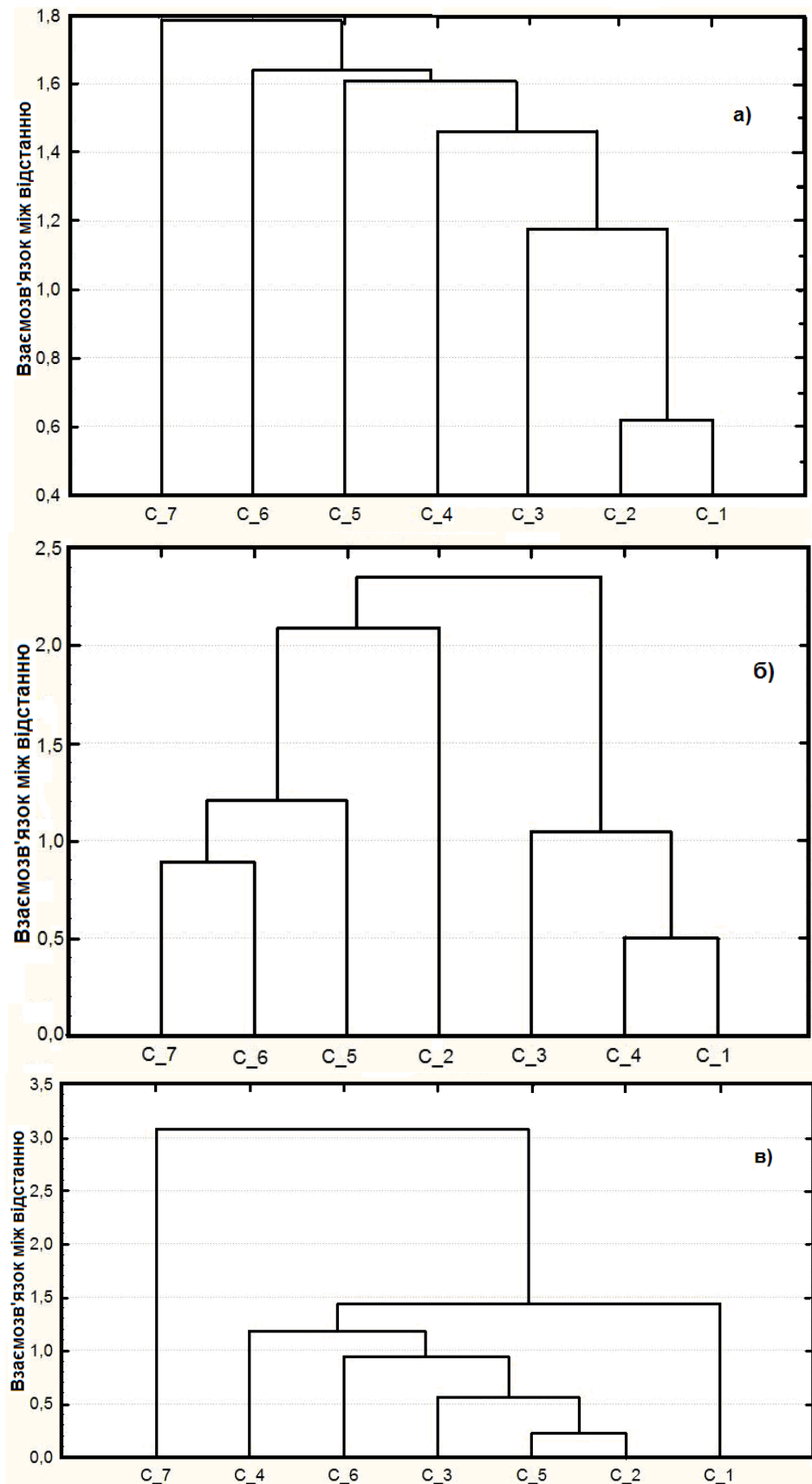


Рис. 4.3. Дані кластерного аналізу розподілу ВМ у рослинах в залежності від просторового фактору в межах НПП «Зачарований край»: *а)* листя буку; *б)* папороть; *в)* мош.

#### 4.1.3. Визначення вмісту важких металів у донних відкладах малих річок і їх міграція у системі «грунт – донні відклади – вода»

Як показано нами у розділі 3 (п. 3.2.2, 3.3, 3.4) донні відклади малих річок, басейни яких охоплюють досліджувані природно-заповідні території, можуть відображати екологічний стан ґрунтів гумусового профілю, що зумовлює актуальність проведення таких моніторингових досліджень.

Визначення вмісту ВМ у донних відкладах малих річок території НПП «Зачарований край» проводили за загальною методологією (див. розділ 2), а ділянки відбору проб зазначені на рис. 2.3. Усереднені результати визначення ВМ у донних відкладах малих річок представлено у табл. 4.6.

Таблиця 4.6

Усереднені дані розподілу вмісту важких металів у донних відкладах малих річок НПП «Зачарований край» за течією

Ділянки річок	Вміст ВМ ( $\bar{x} \pm \Delta x$ ), мг/кг сухого мулу				
	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Річка Синявка					
№ 1	1,83±0,31	1,11±0,16	0,125±0,022	0,012±0,002	0,008±0,002
№ 2	1,78±0,36	0,82±0,15	0,117±0,019	0,014±0,002	0,007±0,001
№ 3	1,64±0,29	0,93±0,18	0,109±0,021	0,015±0,003	0,009±0,002
Річка Ільничка					
№ 1	2,04±0,33	1,10±0,14	0,118±0,015	0,020±0,003	0,008±0,001
№ 2	2,17±0,29	0,91±0,11	0,114±0,019	0,019±0,005	0,009±0,002
№ 3	2,36±0,37	0,86±0,13	0,112±0,016	0,017±0,004	0,006±0,001
Річка Іршава					
№ 1	2,19±0,42	0,92±0,14	0,109±0,017	0,015±0,004	0,007±0,001
№ 2	2,84±0,41	0,87±0,12	0,117±0,016	0,017±0,003	0,012±0,002
№ 3	3,11±0,35	1,06±0,16	0,122±0,019	0,019±0,004	0,010±0,002
Річка Боржава					
№ 1	3,52±0,53	1,14±0,17	0,126±0,021	0,020±0,005	0,012±0,002
№ 2	3,73±0,49	1,13±0,21	0,139±0,018	0,022±0,004	0,013±0,002
№ 3	3,42±0,57	1,16±0,18	0,127±0,023	0,019±0,005	0,010±0,002

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

Аналіз даних табл. 4.6 показує, що розподіл ВМ у донних відкладах малих річок носить рівномірно-дисперсний характер [248, 259, 253, 260, 264, 268, 273, 275], як між річками, так і за їх течією, пропорційний рівню замулювання річок і

при цьому загальний вміст ВМ у донних відкладах є невисоким, який значно нижчий, ніж у відповідних гумусових ґрунтових профілях басейну цих річок (див. табл. 4.1-4.2). Це може бути зумовлено формою знаходження ВМ у ґрунтах гумусового горизонту. Розрахунок коефіцієнтів міграції ВМ у системі «ґрунт – донні відклади» показує, що донні відклади малих річок володіють відносно низькою акумуляцією ВМ (очевидно пов'язано з хімічним складом донних відкладів) і коефіцієнти міграції відповідно складають: для Zn –  $0,085 \pm 0,039$ , для Cu –  $0,070 \pm 0,012$ , для Pb –  $0,076 \pm 0,012$ , для Cd –  $0,010 \pm 0,003$  і для Hg –  $0,077 \pm 0,024$  [292].

Про те, що у довкіллі (ґрунти → донні відклади → води) ВМ перебувають переважно у малорухомій формі свідчать дані роботи [32], у якій представлено результати визначення вмісту водорозчинних форм ВМ у річках території НПП «Зачарований край», які одержані для цього ж періоду дослідження. Дані про вміст ВМ у воді малих річок території НПП «Зачарований край» за [32] представлені у табл. 4.7.

Таблиця 4.7

Результати визначення ВМ у воді малих річок НПП «Зачарований край»  
(n=6, P=0,95) [32]

Вода річки	Знайдено ВМ ( $X \pm \delta$ ), мкг/дм <sup>3</sup>				
	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
р. Ільничка	$4,87 \pm 0,16$	$6,89 \pm 0,28$	$1,07 \pm 0,04$	$0,027 \pm 0,002$	$0,008 \pm 0,001$
р. Іршава	$7,66 \pm 0,29$	$11,18 \pm 0,35$	$1,27 \pm 0,05$	$0,034 \pm 0,002$	$0,011 \pm 0,001$
р. Синявка	$3,39 \pm 0,12$	$8,23 \pm 0,30$	$0,86 \pm 0,03$	$0,019 \pm 0,002$	$0,009 \pm 0,001$
р. Боржава	$10,43 \pm 0,31$	$21,37 \pm 0,53$	$2,11 \pm 0,07$	$0,083 \pm 0,004$	$0,039 \pm 0,002$

Порівнюючи дані табл. 4.6 і 4.7 можна зробити висновок, що вміст ВМ у воді малих річок у сотні разів є меншими, ніж у відповідних донних відкладах, а коефіцієнти міграції у системі «донні відклади – вода малих річок» відповідно складають:

- річка Синявка: для Zn – 0,002; для Cu – 0,009; для Pb – 0,007; для Cd – 0,001; для Hg – 0,001;
- річка Ільничка: для Zn – 0,002; для Cu – 0,007; для Pb – 0,009; для Cd – 0,001; для Hg – 0,001;

- річка Іршава: для Zn – 0,003; для Cu – 0,012; для Pb – 0,011; для Cd – 0,002; для Hg – 0,001;
- річка Боржава: для Zn – 0,003; для Cu – 0,018; для Pb – 0,016; для Cd – 0,004; для Hg – 0,003.

Видно, що коефіцієнти міграції у системі «донні відклади – вода малих річок» є малими і пропорційними ступеню замулювання річок, але вони підтверджують те, що у довкіллі ВМ перебувають у зв'язаних і малорухомих формах. Підтвердженням цього можуть бути коефіцієнти міграції у системі «грунт – донні відклади – вода малих річок» для р. Боржава (найбільш замуленої серед досліджуваних), які складають для Zn 0,085→0,003, для Cu 0,070→0,018, для Pb 0,076→0,016, для Cd 0,010→0,004, для Hg 0,077→0,003. З огляду на це, концентрація ВМ у воді малих річок практично не залежить від їх вмісту в донних відкладах, які містять малу кількість гумінових кислот, що є важливим критерієм [76, 151], і тим більше від їх вмісту в ґрунтах гумусового профілю.

#### **4.2. Хімічний моніторинг в межах території НПП «Ужанський»**

Хімічний моніторинг у межах НПП «Ужанський» відноситься до визначення вмісту ВМ у ґрунтах гумусового профілю (валовий вміст і вміст кислоторозчинної форми) і донних відкладах малих річок, басейни яких охоплюють територію природно-заповідного об'єкту. Визначали, також, окремі допоміжні параметри стану ґрунтів. Ділянки пробовідбору ґрунтів гумусового профілю представлені на рис. 2.2, які враховують геоморфологічні особливості досліджуваної території.

Результати визначення вмісту ВМ у ґрунтах гумусового профілю НПП «Ужанський» представлені у табл. 4.8 [248, 253, 264, 266, 268, 273, 275].

Аналіз даних табл. 4.8 показує, що розподіл ВМ у ґрунті гумусового профілю НПП «Ужанський» носить відносно рівномірно-дисперсний характер, як і у випадку ґрунтів НПП «Зачарований край», проте можна виділити кілька головних відмінностей:



Таблиця 4.8

Результати визначення вмісту ВМ у гумусовому ґрунтовому профілі НПП «Ужанський» (n=6, P=0,95)

Ділянка НПП	Гумус, %	рН	Вміст ВМ ( $\bar{x} \pm \delta$ ), мг/кг								
			Zn		Cu		Pb		Cd		Hg
			В.В. / К.Ф.	МЗ,%	В.В. / К.Ф.	МЗ,%	В.В. / К.Ф.	МЗ,%	В.В. / К.Ф.	МЗ,%	В.В. / К.Ф.
№ 1 <sup>1</sup>	1,62	4,8	21,3±0,6 / 9,8±0,3	46	14,3±0,5 / 0,83±0,05	< 10	12,5±0,4 / 5,1±0,2	41	2,01±0,10 / 0,42±0,03	21	0,11±0,02 / –
№ 2 <sup>1</sup>	1,81	4,3	23,7±0,7 / 9,8±0,3	41	13,4±0,4 / 0,79±0,04	< 10	12,1±0,4 / 5,1±0,3	42	1,72±0,08 / 0,39±0,03	23	0,09±0,01 / –
№ 3 <sup>1</sup>	1,19	4,4	22,1±0,6 / 9,4±0,3	43	11,8±0,4 / 0,94±0,06	< 10	9,3±0,3 / 3,3±0,2	35	1,27±0,07 / 0,41±0,03	32	0,09±0,01 / –
№ 4 <sup>2</sup>	1,07	4,1	22,2±0,6 / 9,8±0,3	44	12,7±0,4 / 0,82±0,05	< 10	9,4±0,3 / 3,4±0,2	36	1,63±0,08 / 0,39±0,03	24	0,09±0,01 / –
№ 5 <sup>1</sup>	1,48	4,7	24,4±0,7 / 10,2±0,4	42	10,0±0,4 / 0,96±0,06	< 10	8,7±0,3 / 3,1±0,2	36	1,41±0,09 / 0,42±0,03	30	0,08±0,01 / –
№ 6 <sup>2</sup>	1,24	4,1	22,3±0,6 / 10,1±0,3	45	10,2±0,4 / 1,06±0,07	10	9,2±0,3 / 3,6±0,2	39	1,43±0,08 / 0,52±0,04	36	0,08±0,01 / –
№ 7 <sup>2</sup>	1,15	4,9	26,1±0,7 / 9,7±0,3	37	12,6±0,4 / 0,92±0,07	< 10	11,7±0,4 / 2,4±0,2	21	1,65±0,08 / 0,46±0,03	28	0,09±0,01 / –
№ 8 <sup>2</sup>	1,27	5,0	23,4±0,7 / 9,4±0,3	40	13,0±0,5 / 0,87±0,05	< 10	12,2±0,4 / 2,8±0,2	23	1,51±0,07 / 0,39±0,03	26	0,08±0,01 / –
№ 9 <sup>1</sup>	1,56	4,8	20,7±0,6 / 9,8±0,4	47	13,3±0,4 / 0,89±0,05	< 10	12,7±0,4 / 5,2±0,2	41	1,39±0,10 / 0,41±0,03	29	0,08±0,01 / –
№ 10 <sup>1</sup>	1,75	5,1	19,9±0,6 / 9,8±0,3	49	13,0±0,4 / 0,73±0,04	< 10	10,2±0,4 / 4,8±0,2	47	1,53±0,09 / 0,38±0,03	25	0,07±0,01 / –
Середньоарифметичні дані для валового вмісту ВМ											
–	1,41±0,40	4,6±0,5	22,6 ± 2,7	43±6	12,4±2,4	< 10	10,8 ± 2,1	36±15	1,56 ± 0,45	27±9	0,09 ± 0,02

Примітка. Ґрунти гірсько-лісові суглинисті: <sup>1</sup> - світло-бурі; <sup>2</sup> - темно-бурі; інше – аналогічно табл. 4.1.

- ґрунти НПП «Ужанський» мають більший вміст гумусу, ніж ґрунти НПП «Зачарований край», тому роль органічної складової ґрунту буде більш значимою. В той же час, незважаючи, також, на високу лісистість території НПП «Ужанський», актуальна кислотність ґрунтів цього об'єкту є нижчою, ніж ґрунтів НПП «Зачарований край»;

- валовий вміст усіх ВМ у ґрунтах НПП «Ужанський» є нижчим, ніж у ґрунтах НПП «Зачарований край», що свідчить про міграційні процеси хімічних елементів, адже, як вже нами зазначалось, територія НПП «Ужанський» є передгірським ландшафтом з елементами гірського, тоді як територія НПП «Зачарований край» є низовинним ландшафтом з елементами передгірського;

- вміст Рb, який має екзогенне антропогенне походження, у ґрунтах НПП «Ужанський» є значно нижчим, ніж у ґрунтах НПП «Зачарований край», що свідчить про менше антропогенне навантаження на територію НПП «Ужанський» (є частиною трилатерального біосферного резервату «Східні Карпати»).

Хімічний моніторинг донних відкладів малих річок, басейни яких охоплюють територію НПП «Ужанський» проводився за загальною методологією, а ділянки пробовідбору донних відкладів представлені на рис. 2.2. Усереднені результати визначення вмісту ВМ у донних відкладах малих річок території НПП «Ужанський» представлені у табл. 4.9, а концентрація ВМ у воді цих річок за [32] для порівняння – у табл. 4.10.

Аналіз даних табл. 4.9 показує, що розподіл ВМ у донних відкладах малих річок території НПП «Ужанський» носить рівномірно-дисперсний характер між річками та за течією, причому вміст ВМ пропорційний рівню замулювання річок (найвищий для р. Уж) [248, 253, 260, 264, 273, 275].

Загальний вміст ВМ у донних відкладах малих річок території НПП «Ужанський» є невисоким (див. табл. 4.9), значно нижчий ніж у ґрунтах гумусового профілю цієї території (див. табл. 4.8), що було характерно і для донних відкладів річок НПП «Зачарований край». Розрахунок коефіцієнтів міграції у системі «ґрунт – донні відклади» для малих річок території НПП

«Ужанський» показує, що коефіцієнти міграції ВМ є малими, але дещо відрізняються від даних для річок НПП «Зачарований край», що зумовлено, очевидно, зростанням вмісту гумусу в ґрунтах і зменшенням їх кислотності. Як відмічається у літературі гумінові кислоти сприяють зростанню міграції ВМ з донних відкладів у воду прісних водойм [76, 151]. Відповідні коефіцієнти міграції ВМ у системі «ґрунт – донні відклади» є наступними [292]:

Таблиця 4.9

Усереднені дані розподілу вмісту важких металів у донних відкладах малих річок НПП «Ужанський» за течією

Ділянки річок	Вміст ВМ ( $\bar{X} \pm \Delta X$ ), мг/кг сухого мулу				
	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Річка Уличка					
№ 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
Річка Вишка					
№ 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
Річка Лубня					
№ 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
Річка Уж (верхня течія)					
№ 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 5-10 км).

Таблиця 4.10

Результати визначення ВМ у воді малих річок НПП «Ужанський»  
(n=6, P=0,95) [32]

Проби води	Знайдено ВМ ( $X \pm \delta$ ), мкг/дм <sup>3</sup>				
	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
р. Уличка	1,53±0,05	0,97±0,04	0,63±0,03	0,029±0,002	0,007±0,001
р. Вишка	4,77±0,14	2,41±0,11	0,74±0,03	0,041±0,002	0,005±0,002
р. Лубня	1,19±0,04	1,49±0,05	0,21±0,01	0,013±0,001	н/з
р. Уж	14,1±0,4	9,2±0,3	1,18±0,04	0,057±0,003	0,009±0,001

- 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.

Для унаочнення даних про міграцію ВМ у системі «грунт → донні відклади» у межах НПП «Ужанський» і НПП «Зачарований край» на рис. 4.4 представлені залежності усереднених коефіцієнтів міграції ВМ від вмісту гумусу у ґрунтах.

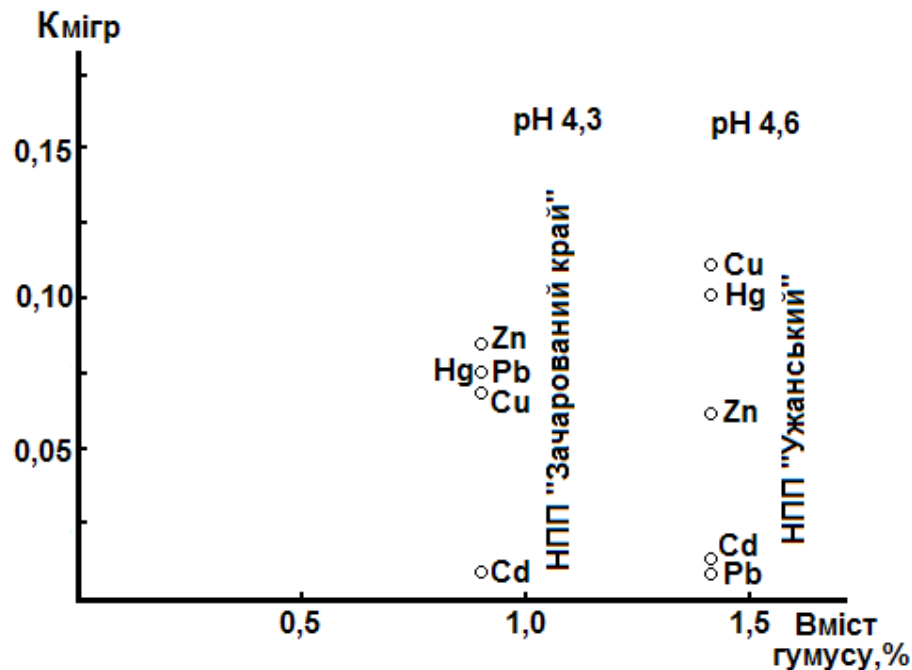


Рис. 4.4. Вплив вмісту гумусу в ґрунтах на коефіцієнт міграції ( $K_{мігр}$ ) важких металів у системі «грунт→донні відклади».

Як видно з рис. 4.4, прямої залежності між міграцією ВМ у системі «грунт→донні відклади» та вмістом гумусу в ґрунтах немає, що, очевидно, пов'язано також з актуальною кислотністю ґрунтів і ємністю катіонного обміну, які впливають на міграцію ВМ у довкіллі.

Коефіцієнти міграції у системі «донні відклади – вода малих річок», які розраховані для малих річок території НПП «Ужанський» показують, що перехід

ВМ із донних відкладів у воду малих річок є незначним і для р. Уж (є найбільш замуленою) коефіцієнти складають: Zn – 0,006; Cu – 0,005; Pb – 0,011; Cd – 0,002; Hg – 0,008. Розраховані коефіцієнти міграції у системі «донні відклади – вода малих річок» для території НПП «Ужанський» є співрозмірними з даними для НПП «Зачарований край», що може свідчити про малий вміст гумінових кислот у донних відкладах річок території НПП «Ужанський», хоча вміст гумусу в ґрунтах цієї території є дещо вищим. Очевидно, у річках, які є лабільними природними об'єктами, гумінові кислоти не накопичуються у донних відкладах.

В цілому, міграція ВМ у системі «ґрунт → донні відклади → вода малих річок» у межах території НПП «Ужанський» є подібною до міграції цих інгредієнтів у межах НПП «Зачарований край». Можна припустити подібність геохімічних факторів, які впливають на міграцію ВМ у межах природно-заповідних територій, чому може сприяти висока лісистість досліджуваних територій НПП.

#### **4.3. Хімічний моніторинг у межах території НПП «Синевир»**

Хімічний моніторинг у межах НПП «Синевир», територія якого є гірським ландшафтом з високим ступенем лісистості, представляє особливий інтерес. Дослідження проводили для ґрунтів гумусового профілю та донних відкладів малих річок, басейни яких охоплюють територію НПП «Синевир», за загально прийнятою методологією, а ділянки відбору проб зазначені на рис. 2.1.

Результати визначення вмісту ВМ у ґрунтах гумусового профілю НПП «Синевир» представлені у табл. 4.11.

Аналіз даних табл. 4.11 показує, що розподіл ВМ у ґрунті гумусового горизонту НПП «Синевир» носить рівномірно-дисперсний характер, але при цьому можна виділити кілька загальних тенденцій [253, 264, 266, 268, 273, 275]:

Результати визначення вмісту ВМ у гумусовому ґрунтовому профілі НПП «Синевир» (n=6, P=0,95)

Ділянка НПП	Гумус, %	рН	Вміст ВМ ( $\bar{X} \pm \delta$ ), мг/кг								
			Zn		Cu		Pb		Cd		Hg
			В.В. / К.Ф.	МЗ, %	В.В. / К.Ф.	МЗ, %	В.В. / К.Ф.	МЗ, %	В.В. / К.Ф.	МЗ, %	В.В. / К.Ф.
№ 1	0,69	3,8	18,9±0,6 / 11,2±0,4	59	9,3±0,4 / 1,25±0,07	13	10,3±0,3 / 4,1±0,2	40	1,33±0,09 / 0,38±0,03	29	0,063±0,007 / –
№ 2	0,75	4,1	20,4±0,6 / 11,4±0,4	56	9,0±0,4 / 1,24±0,07	14	9,3±0,2 / 4,0±0,2	43	1,08±0,07 / 0,36±0,03	33	0,044±0,005 / –
№ 3	0,71	4,0	19,6±0,6 / 11,1±0,4	57	10,8±0,5 / 1,22±0,07	11	8,8±0,3 / 3,9±0,2	44	1,18±0,08 / 0,35±0,03	30	0,041±0,003 / –
№ 4	0,66	3,9	18,6±0,5 / 10,9±0,4	59	10,1±0,4 / 1,16±0,06	11	9,0±0,3 / 3,9±0,2	43	0,93±0,06 / 0,29±0,02	31	0,052±0,004 / –
№ 5	0,84	4,2	21,6±0,7 / 10,8±0,4	50	8,9±0,4 / 1,09±0,06	12	9,6±0,3 / 3,8±0,8	40	0,99±0,07 / 0,23±0,02	23	0,036±0,004 / –
Середньоарифметичні дані для валового вмісту ВМ											
–	0,73 ± 0,11	4,0 ± 0,2	19,8 ± 1,8	56 ± 6	9,6 ± 1,2	12 ± 2	9,4 ± 0,9	42 ± 3	1,10 ± 0,23	29 ± 6	0,047 ± 0,016

Примітка. Усі позначення аналогічно табл. 4.1.

- ґрунти НПП «Синевир» містять найменшу кількість гумусу серед всіх досліджених природно-заповідних територій, але при цьому актуальна кислотність цих ґрунтів є найвищою. Такі особливості можуть бути зумовлені впливом лісистості території, коли при невисокому вмісті гумусу в ґрунтах, активізуються іонообмінні процеси за участю зольних елементів, що супроводжується зростанням їх кислотності;

- валовий вміст ВМ у ґрунтах НПП «Синевир» є меншим, ніж у ґрунтах НПП «Ужанський», а в останніх – ніж у ґрунтах НПП «Зачарований край», що є свідченням процесу міграції ВМ. Ці дані збігаються із значеннями ємності катіонного обміну досліджуваних ґрунтів, які представлені в п. 2.3. Для унаочнення цього процесу на рис. 4.5 представлено розподіл валового вмісту ВМ в залежності від висоти місцевості досліджуваних територій;

- у ґрунтах НПП «Синевир» виявлено найвищий вміст Hg порівняно з іншими досліджуваними територіями, що, очевидно, зумовлено геохімічними аномаліями даної території, яка є найбільш сейсмічно активною серед досліджених НПП;

- висока кислотність ґрунтів НПП «Синевир» зумовлює зростання вмісту кислоторозчинних форм ВМ і міграційна здатність Zn та Cu є найвищою серед всіх досліджуваних ґрунтів (для інших територій НПП). Невисокий вміст Pb свідчить про мінімальне антропогенне навантаження на територію НПП «Синевир» від значимих джерел забруднення довкілля сполуками Плюмбуму.

Слід зазначити, що в межах НПП «Синевир» ландшафт території різко змінюється і висота місцевості над рівнем моря коливається від 900 м н.р.м. до 1900 м н.р.м. Так, ділянка відбору ґрунтів № 1 має висоту біля 900 м н.р.м., але дані визначення вмісту ВМ у ґрунтах цієї проби (див. табл. 4.11) суттєво не відрізняються від даних для інших ділянок. Це свідчить про відносну стабільність геохімічної обстановки в межах території НПП «Синевир» і рівноважність процесів трансформації ґрунтоутворюючих порід, міграції ВМ, тощо.

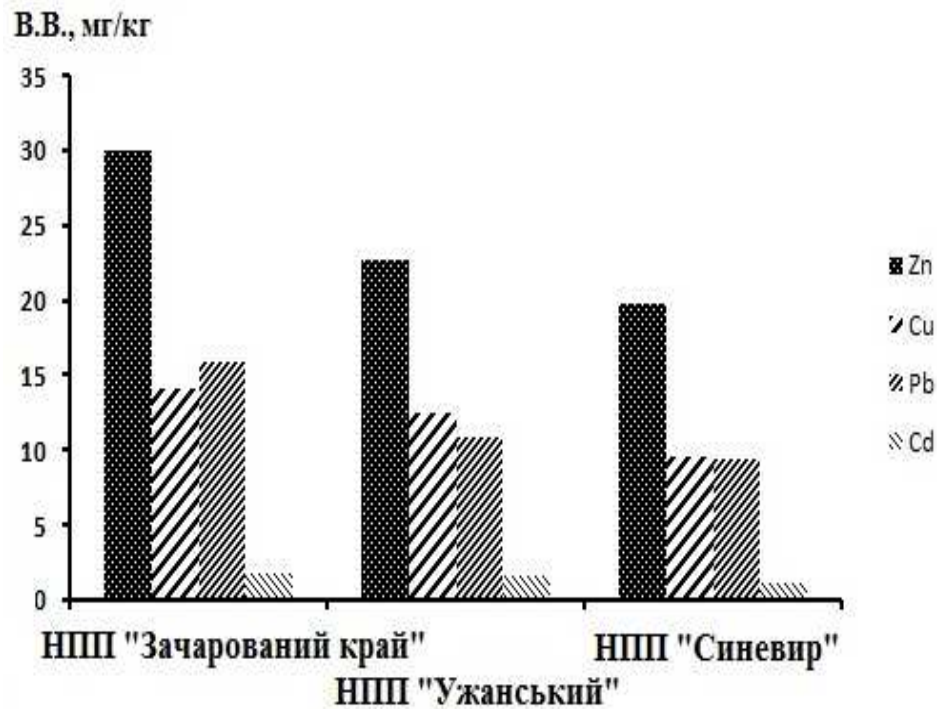


Рис. 4.5. Розподіл середнього валового вмісту ВМ у ґрунтах гумусового профілю НПП Закарпатської області, території яких мають різну висоту над рівнем моря.

Хімічний моніторинг донних відкладів малих річок території НПП «Синевир», як вже зазначалось, проводився за стандартною процедурою. Усереднені результати визначення вмісту ВМ у донних відкладах малих річок території НПП «Синевир» представлені у табл. 4.12, а для порівняння, у табл. 4.13 дані вмісту ВМ у воді цих річок за [32], а також води озера Синевир.

Таблиця 4.12

Усереднені дані розподілу вмісту важких металів у донних відкладах малих річок НПП «Синевир» за течією

Ділянки річок	Вміст ВМ ( $\bar{x} \pm \Delta x$ ), мг/кг сухого мулу				
	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
1	2	3	4	5	6
Річка Слобода					
№ 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
Річка Сухар					
№ 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



Продовження таблиці 4.12

1	2	3	4	5	6
Річка Озерянка					
№ 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
Річка Теремля (верхня течія)					
№ 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 5-10 км).

Таблиця 4.13

Результати визначення ВМ у воді малих річок та о. Синевир НПП  
«Синевир» (n=6, P=0,95) [32]

Проби води	Знайдено ВМ ( $X \pm \delta$ ), мкг/дм <sup>3</sup>				
	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
р. Слобода	1,34±0,05	1,62±0,07	0,31±0,02	0,011±0,001	0,005±0,002
р. Сухар	0,93±0,04	2,36±0,11	0,073±0,004	н/з	н/з
р. Озерянка	5,34±0,15	4,95±0,17	0,081±0,004	0,014±0,001	н/з
р. Теремля	8,14±0,21	6,12±0,18	0,47±0,02	0,023±0,002	0,008±0,001
о. Синевир	8,01±0,22	6,83±0,21	0,54±0,02	0,029±0,002	0,011±0,001

Аналіз даних табл. 4.12 свідчить, що розподіл ВМ у донних відкладах малих річок НПП «Синевир» є нерівномірним між річками, хоча відносно рівнодисперсним 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 [253, 260, 264, 268, 273, 275, 293]. В цілому, загальний вміст ВМ у донних відкладах малих річок території НПП «Синевир» є невисоким і може вважатись фоновим для гірської частини Закарпатської області. Розрахунок коефіцієнтів міграції ВМ у системі «грунт → 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;

- 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 Теремля: 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 «Синевир» є вищими, ніж для відповідних територій НПП «Зачарований край» і «Ужанський» (крім міграційного коефіцієнту для Pb і Zn) і хоча вміст гумусу в ґрунтах НПП «Синевир» є найнижчим, актуальна кислотність цих ґрунтів є найвищою. Крім того, висота місцевості над рівнем моря суттєвого впливу на міграційний показник ВМ у системі «грунт → донні відклади» практично немає, що можна було очікувати, хоча загальний вміст ВМ у донних відкладах річок гірського ландшафту (НПП «Синевир») є нижчим, ніж для річок передгірського ландшафту (НПП «Ужанський») та низинного ландшафту (НПП «Зачарований край»). Таким чином, має місце процес міграції ВМ у донних відкладах малих річок, як і в ґрунтах цих територій. Для унаочнення наведених результатів, на рис. 4.6 представлено дані про коефіцієнти міграції ВМ між ґрунтом і донними відкладами для різних НПП.

З огляду на загальні закономірності міграції ВМ у системі «грунт → донні відклади» для всіх досліджених територій НПП Закарпатської області, донні відклади малих річок практично не акумулюють ВМ (достатньо високі коефіцієнти міграції характерні лише для Cu і Hg), тому геохімічний стан цих донних відкладів за вмістом ВМ не відображає геохімічний стан ґрунтів гумусового профілю.

Порівнюючи дані табл. 4.12 і 4.13 видно, що перехід ВМ із донних відкладів у воду малих річок, як о. Синевир, є невисоким, що зумовлено, очевидно як формою перебування ВМ у донних відкладах, так і властивостями цих відкладів (хімічний склад, гранулометричний склад, тощо). Такі закономірності характерні для всіх малих річок досліджуваних природно-заповідних територій.

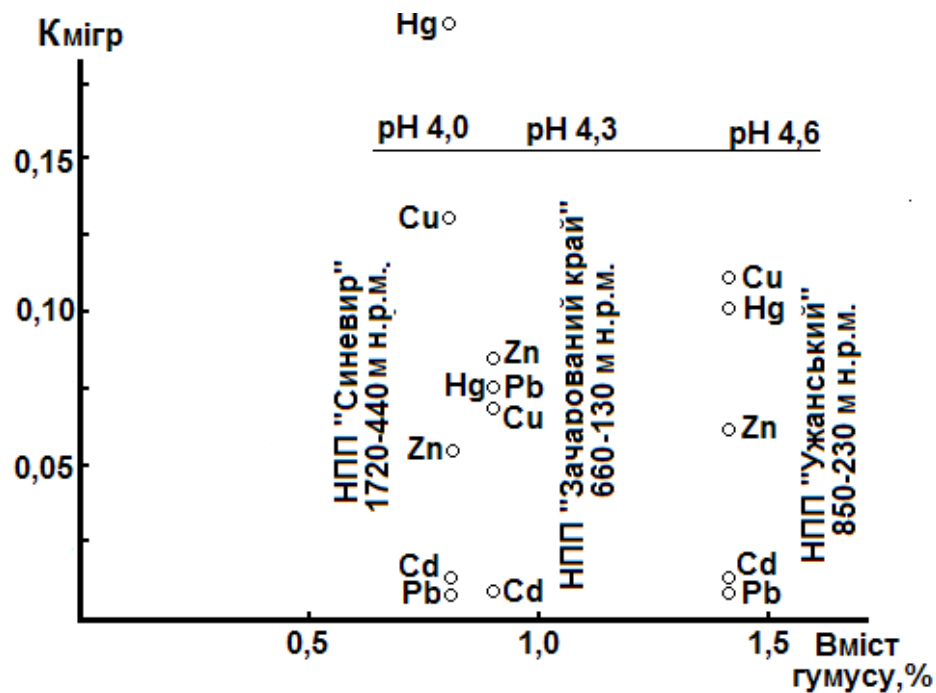


Рис. 4.6. Вплив вмісту гумусу в ґрунтах на коефіцієнт міграції ( $K_{мігр}$ ) важких металів у системі «ґрунт→донні відклади» для досліджених НПП.

В цілому, міграція ВМ у системі «ґрунт → донні відклади → вода малих річок» у межах території НПП «Зачарований край», «Ужанський» і «Синеvir» є подібною, що свідчить про подібність умов середовища, які впливають на ці процеси у межах природно-заповідних територій, чому може сприяти висока лісистість досліджуваних територій НПП.

#### Висновки до розділу 4

1. Встановлено, що розподіл ВМ у ґрунтових горизонтах відображає сукупність геохімічних процесів міграції цих інгредієнтів і вони зосереджені, переважно, у верхньому перехідному та гумусовому ґрунтовому профілі. При цьому доведено, що сполуки Zn, Cu, Cd і Hg мають ендегенне походження, тоді як сполуки Pb – екзогенне. Запропоновано як критерій безпеки ВМ у ґрунтах гумусового профілю використовувати міграційний показник, який являє собою відношення вмісту кислоторозчинних форм ВМ до їх валового вмісту.

2. На основі порівняння вмісту ВМ у гумусовому ґрунтовому профілі і донних відкладах малих річок НПП «Синеvir», «Ужанський» і «Зачарований

край» показано, що в межах «гірський → передгірський → низовинний ландшафт» відбувається міграційні процеси ВМ, що сприяє підвищенню їх вмісту в низовинних регіонах області.

3. Обґрунтовано, що міграція ВМ у системі «грунт → донні відклади → вода малих річок» є незначною, що зумовлено рядом хімічних і геоморфологічних факторів. При цьому, на міграцію в системі «грунт → донні відклади» впливають як вміст гумусу в ґрунтах, так і їх актуальна кислотність, хоча прямої залежності для цих процесів не спостерігається. Найбільш вираженою є залежність між міграцією ВМ і ємністю катіонного обміну ґрунтів і донних відкладів. Показано, що донні відклади малих річок територій НПП Закарпатської області характеризуються низькою акумулюючою здатністю до ВМ внаслідок особливостей хімічного та гранулометричного складу цих седиментів, тому хімічний склад донних відкладів малих річок не відображає хімічний склад ґрунтів гумусового профілю басейнів цих річок.

4. Вивчення міграції ВМ у системі «грунт → рослина» і розрахунок транслокаційних коефіцієнтів міграції показало, що найбільшу здатність до біокумуляції ВМ проявляють мохи, а найменшу – деревні культури (зокрема, листя буку). В той же час, результати кластерного аналізу свідчать про те, що найбільш виражена кореляція між вмістом ВМ у рослинах і територіальними факторами характерна для буку, так як мікроелементний гомеостаз у цих рослин є сформованим і відносно сталим.

## РОЗДІЛ 5

### ПРАКТИЧНІ АСПЕКТИ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО ТА ХІМІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ТЕРИТОРІЙ НПП ЗАКАРПАТТЯ

Встановлені у розділах 3 і 4 закономірності варіювання значень радіоекологічних і хімічних показників стану об'єктів довкілля у межах національних природних парків Закарпатської області, які мають різні геоморфологічні, ландшафтні та геохімічні умови, мають практичне значення і впроваджені як у практичну діяльність у системі екологічного менеджменту (*Додатки А і Б*), так і у навчальний процес на хімічному факультеті ДВНЗ «Ужгородський національний університет» (*Додатки В і Г*).

#### 5.1. Національний природний парк «Зачарований край»

Дані радіоекологічного та хімічного моніторингу у межах НПП «Зачарований край» використано для:

- паспортизації ґрунтів території;
- розробки рекомендацій по встановленню нормативів стану об'єктів довкілля;
- ідентифікації ґрунтів окремих ділянок території НПП;
- картографування території [291].

Паспортизація ґрунтів, яка проводиться згідно ДСТУ 4288:2004 [230], передбачає використання різної інформації про них від географічного їх положення до показників санітарного стану ґрунтів. Паспортизація ґрунтів території НПП «Зачарований край» проводилась спільно із фахівцями Державного управління охорони навколишнього природного середовища в Закарпатській області (фахівці визначали інші параметри стану ґрунтів, які необхідні для їх паспортизації), що впроваджено у практичну діяльність в системі екологічного менеджменту (*Додаток А*), а також у навчальному процесі (*Додатки В і Г*) при вивченні навчальної дисципліни «Природоохоронне інспектування і паспортизація територій».

Окремі показники паспорту ґрунтів НПП «Зачарований край» представлені у табл. 5.1.

Таблиця 5.1

## Окремі дані паспортизації ґрунтів НПП «Зачарований край»

№ з/п	Назва показника	Дані показників стану ґрунтів
1.1	Координати об'єкту, область, район, землекористування	48°21'10" пн. ш. 23°04'25" сх. д.; Закарпатська область; Іршавський район; природно-заповідний фонд
1.2	Площа досліджених ґрунтів у межах землекористування	6101,0 га (100 %)
2.1	Середньорічна температура повітря: а) мінімальна температура січня б) максимальна температура липня	7-8°C - 33°C + 30°C
2.2	Середньорічна кількість опадів	872 мм
2.3	Висота над рівнем моря	130-660 м н.р.м.
3.1	Вид використання земель	Несільськогосподарського призначення природно-заповідного фонду
3.2	Місце розташування ґрунтів у охоронній зоні	Національний природний парк
4.1	Джерела забруднення	Транспорт, засоби хімізації сільського і лісового господарства
4.2	Рівень забруднення	Слабкозабруднені ґрунти
5.1	Тип і підтип ґрунтів за національною класифікацією	<i>Бурі гірсько-лісові ґрунти:</i> середньоглибокі та глибокі опідзолені важкосуглинкові (~70%), а також неглибокі щепенатовато-кам'янисті середньо суглинкові (~30 %)
6.1	Вміст гумусу	0,89±0,31 %
6.2	pH водного розчину	4,3±0,4

Встановлений розподіл ВМ і питома активність ГАН у ґрунтах гумусового профілю і донних відкладах малих річок використані як рекомендації при встановленні нормативів стану об'єктів довкілля.

Усереднений вміст ВМ у ґрунтах гумусового профілю території НПП «Зачарований край» представлений у табл. 5.2. У табл. 5.3 представлено радіоекологічні показники усередненого зразку ґрунту гумусового профілю території НПП «Зачарований край».

Таблиця 5.2

Усереднений вміст важких металів у ґрунтах гумусового профілю території НПП «Зачарований край»

Важкий метал	Вміст ВМ ( $\bar{x} \pm \Delta x$ ), мг/кг		МЗ, %
	В.В.	К.Ф.	
Zn	29,4±5,5	12,9±4,0	44
Cu	14,3±1,4	0,47±0,50	< 10
Pb	16,5±1,8	13,0±2,1	79
Cd	1,82±0,25	0,78±0,49	43
Hg	0,13±0,03	–	–

Примітка. В.В. – валовий вміст металів; К.Ф. – вміст кислоторозчинних форм металів; МЗ – міграційна здатність металів (відношення вмісту кислоторозчинних форм до валового вмісту).

Таблиця 5.3

Усереднені дані радіоекологічних показників ґрунту гумусового профілю території НПП «Зачарований край»

ГАН		Питома активність ГАН ( $\bar{x} \pm \Delta x$ ), Бк/кг
$^{40}\text{K}$		205±122
Ряд $^{238}\text{U}$	$^{214}\text{Pb}$	17,3±17,3
	$^{214}\text{Bi}$	19,4±20,2
	$^{226}\text{Ra}$	61,9*
Ряд $^{232}\text{Th}$	$^{212}\text{Pb}$	29,8±11,4
	$^{212}\text{Bi}$	27,5*
	$^{228}\text{Ac}$	33,2±22,2
	$^{208}\text{Tl}$	12,6±5,8
$^{137}\text{Cs}$		24,8±14,6

Примітка. \* – даний радіонуклід зустрічається лише в поодиноких зразках ґрунту території НПП.

Аналіз даних табл. 5.3 показує, що флуктуація значень питомої активності окремих ГАН є значною, що дозволяє проводити ідентифікацію ґрунтів окремих ділянок території НПП «Зачарований край», незважаючи на відносну сталість сумарної активності природних ГАН без урахування  $^{40}\text{K}$  (див. табл. 3.5). Крім того, в межах території даного природно-заповідного об'єкту критерієм ідентифікації ґрунтів окремих ділянок може бути відношення  $\Sigma$  ряд  $^{232}\text{Th}$  /  $\Sigma$  ряд  $^{238}\text{U}$  (див. табл. 3.5). Гамма-спектр усередненого зразка ґрунту гумусового профілю території НПП «Зачарований край» наведено на рис. 3.4. Проведена

апробація цих критеріїв ідентифікації ґрунтів окремих ділянок території НПП на практиці і доведена їх ефективність.

Розроблені нами рекомендації стали основою встановлення нормативів стану ґрунтів Іршавського району Закарпатської області (Додаток А), що використано при оцінці екологічного стану ґрунтів територій району із значним антропогенним навантаженням.

Як територія з антропогенним навантаженням, нами обрані придорожні ґрунти с. Сільце (Іршавського району). Дослідження проводили для гумусового профілю ґрунтів (влітку 2015 року) шляхом визначення вмісту в них ВМ (валовий вміст і вміст кислото розчинних форм). Результати визначення представлені у табл. 5.4.

Таблиця 5.4

Результати визначення вмісту ВМ в усередненому зразку гумусовому ґрунтовому профілю придорожніх ґрунтів с. Сільце (n=6, P=0,95)

Важкий метал	Вміст ВМ ( $\bar{X} \pm \delta$ ), мг/кг		МЗ, %
	В.В.	К.Ф.	
Zn	35,9±1,9	19,1±1,1	53
Cu	15,0±0,8	1,10±0,04	< 10
Pb	17,2±0,9	15,7±0,9	91
Cd	1,75±0,07	0,74±0,05	42
Hg	0,12±0,02	н/в	–

Порівнюючи дані табл. 5.4 і 5.2 видно, що антропогенно навантажені ґрунти зазнають відчутних змін, зокрема, якщо загальний вміст Zn, Cu, Pb у них зростає незначно (у порівнянні з фоновим значенням), то значно зростає міграційна здатність (МЗ) цих металів. Це являє певної небезпеки, адже ВМ можуть мігрувати у водоносні горизонти та/або рослини, а далі залучатись і біологічний кругообіг. Таким чином, запропоновані на нормативи фонового значення ВМ у гумусовому ґрунтовому горизонті для Іршавського району Закарпатської області (НПП «Зачарований край») і запропонований критерій стану ґрунтів (МЗ) використані для оцінки екологічного стану ґрунтів антропогенних ландшафтів і показали свою ефективність. Такі дослідження проведені спільно з фахівцями Державного управління охорони навколишнього середовища в Закарпатській



області (сьогодні – Департамент екології та природних ресурсів Закарпатської обласної державної адміністрації).

Картографування території НПП «Зачарований край» за радіоекологічним і хімічним станом ґрунтів і донних відкладів малих річок проводилось за допомогою комп'ютерної програми «ArcGIS 10.2.1» з прив'язкою до GPS-координат (див. п. 2.2).

На рис. 5.1 представлено дані картографування стану ґрунтових профілів НПП «Зачарований край» за сумарною питомою активністю природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ).

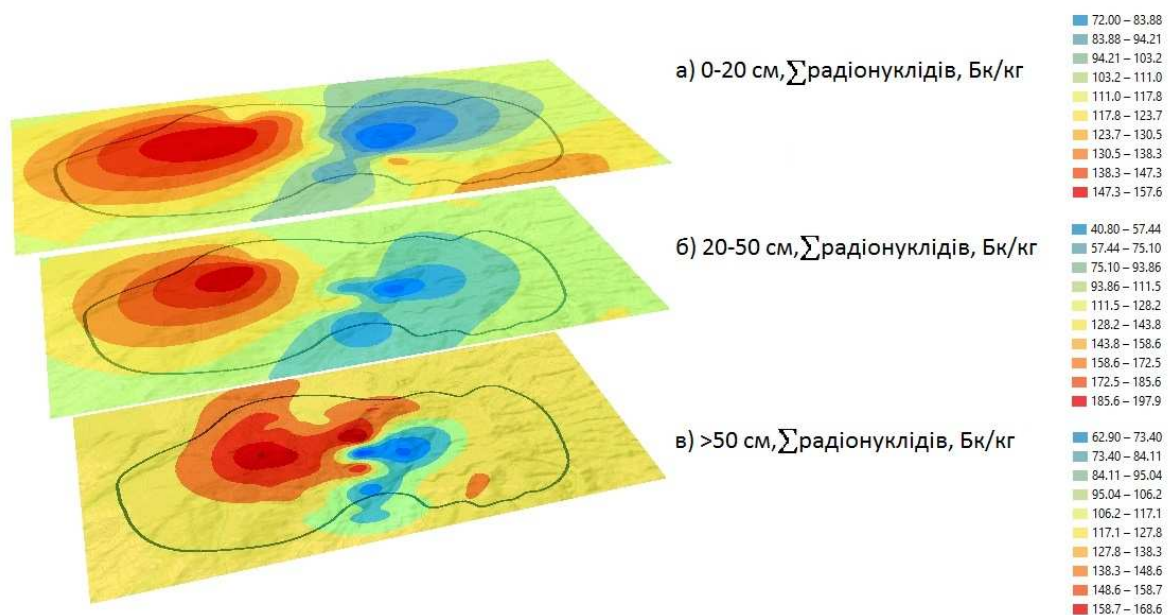


Рис. 5.1. Карта розподілу сумарної активності природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) у ґрунтових профілях території НПП «Зачарований край».

Аналіз рис. 5.1 показує, що розподіл ГАН у межах ґрунтових профілів є нерівномірним і спостерігається зміщення ділянки акумуляції ГАН при переході від нижнього перехідного профілю (горизонт > 50 см) до гумусового профілю (горизонт 0-20 см) на північний захід [251, 253-256, 267, 273, 274]. Це, очевидно, зумовлено геоморфологічними особливостями досліджуваної території. Дані картографування дозволяють прогнозувати подальшу міграцію ГАН у довкіллі, що слід враховувати в системі екологічного нормування.

Карта розподілу сумарної активності природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) у ґрунтових профілях території НПП «Зачарований край» (рис. 5.1) дає більш наглядне представлення про міграцію цих сполук, ніж дані табл. 3.4.

На рис. 5.2 представлено дані картографування гумусового ґрунтового профілю НПП «Зачарований край» за показником сумарної активності природних ГАН без урахування  $^{40}\text{K}$  (*a*) та питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  (*б*).

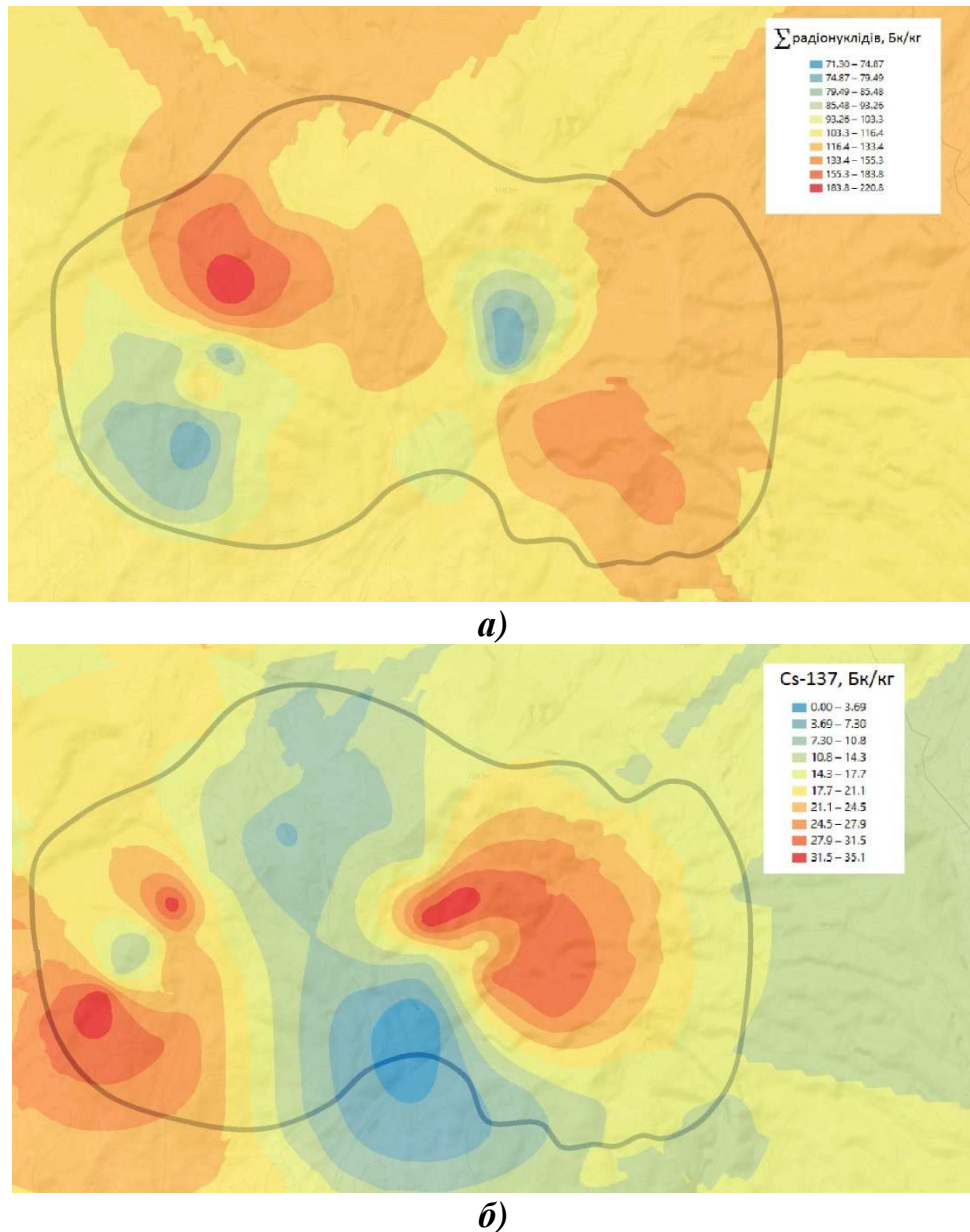


Рис. 5.2. Карта розподілу сумарної питомої активності природних ГАН (*a*) та  $^{137}\text{Cs}$  (*б*) в гумусовому ґрунтовому профілі НПП «Зачарований край»

Дані рис. 5.2 показують, що характер розподілу природних ГАН (ряду  $^{238}\text{U}$  і  $^{232}\text{Th}$ ) і штучного  $^{137}\text{Cs}$  у гумусовому ґрунтовому профілі носять кардинально різний характер. Так, розподіл природних ГАН у гумусовому ґрунтовому профілі

у відповідності з даними рис. 5.1 і 5.2 носить закономірний характер у межах нижній перехідний профіль → верхній перехідний профіль → гумусовий профіль з урахуванням хімічних і геоморфологічних умов, тоді як розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у гумусовому ґрунтовому профілі носить фрагментарний характер, хоча можна виділити кілька зон акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті (у верхньому перехідному профілі та нижньому перехідному профілі вміст  $^{137}\text{Cs}$  практично відсутній).  $^{137}\text{Cs}$ , який має екзогенне походження, потрапив у ґрунт, очевидно, з атмосферними опадами і він поступово мігрує у довкіллі (рис. 5.2.б). Результати картографування, які представлені на рис. 5.2, можуть бути використані для прогнозування міграції ГАН у гумусовому ґрунтовому профілі, який суттєво впливає на стан рослин, донних відкладів малих річок, тощо.

Дані картографування території басейнів малих річок за радіоекологічним станом їх донних відкладів (сумарна питома активність природних ГАН без урахування  $^{40}\text{K}$ ) представлені на рис. 5.3. Видно, що можна виділити дві зони акумуляції природних ГАН, а також зону пониженого вмісту природних ГАН, що, очевидно, зумовлено геоморфологічними факторами та замулюванням русла внаслідок ерозії заплавної ґрунтів.

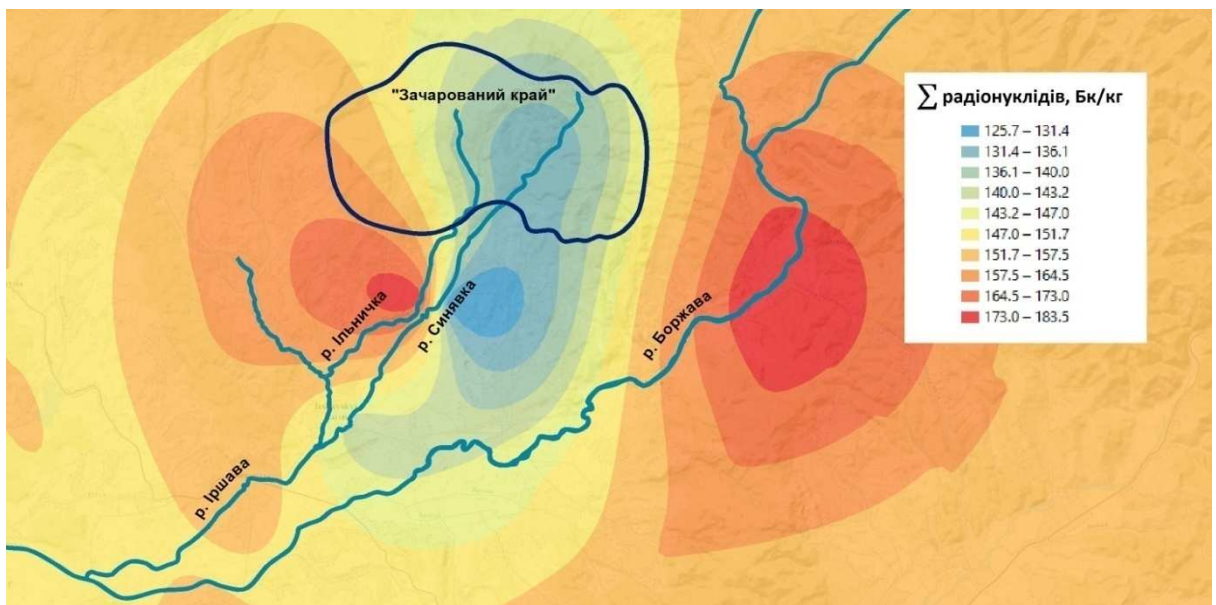


Рис. 5.3. Карта розподілу сумарної питомої активності природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) басейнів малих річок території НПП «Зачарований край» за станом їх донних відкладів за 2012 рік.

Виявлення зон акумуляції ГАН у ґрунтах і донних відкладах малих річок є важливим завданням екологічної безпеки, адже дозволяє більш раціонально використовувати територію природно-заповідних об'єктів в природоохоронній, туристичній і рекреаційній сфері.

На рис. 5.4 представлено усереднені дані картографування басейнів малих річок території НПП «Зачарований край» за сумарною питомою активністю ГАН донних відкладів за 2010 (*a*) і 2012 (*б*) роки.

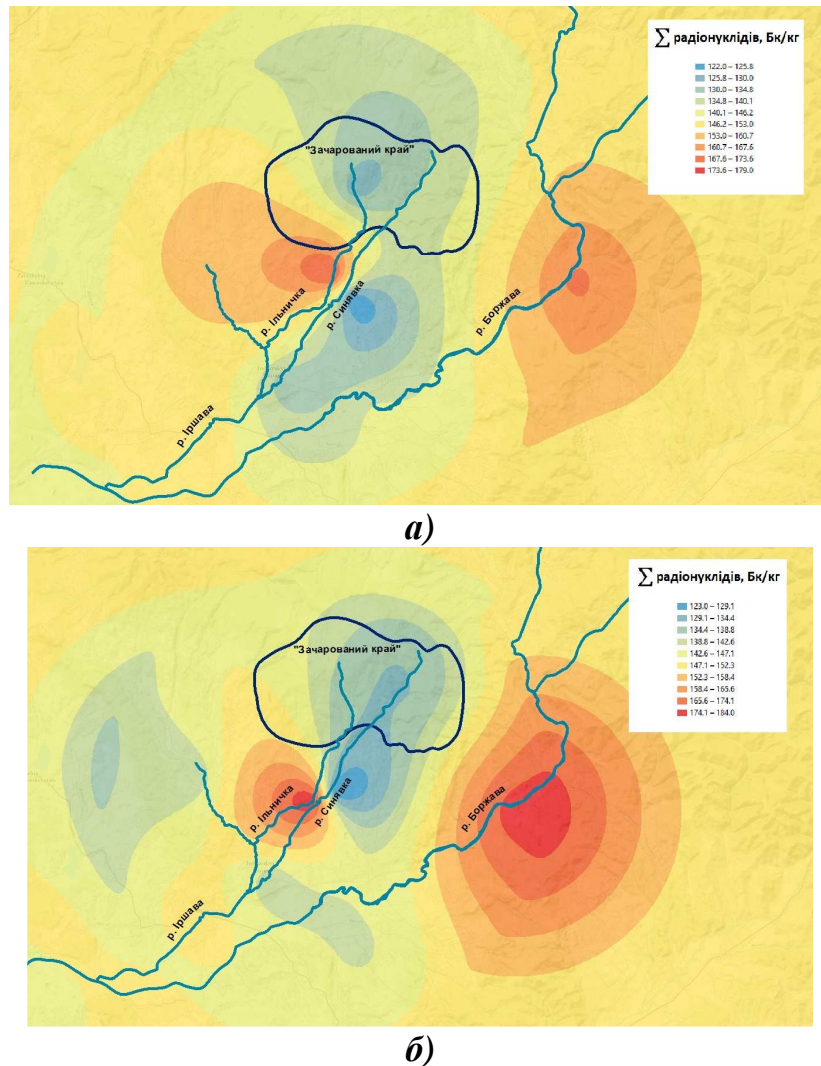


Рис. 5.4. Карта розподілу сумарної питомої активності природних ГАН (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) басейнів малих річок за станом їх донних відкладів за 2010 рік (*a*) та 2012 рік (*б*).

Аналіз даних рис. 5.4 показує, що зона кумуляції ГАН у межах р. Ільниця при переході від 2010 року (*a*) до 2012 року (*б*) незначно мігрує вниз за течією і, при цьому, зона акумуляції стає більш вираженою. Це дозволяє проводити короткостроковий прогноз стану даних територій за цими показниками. Так,



можна очікувати, що надалі зона акумуляції ГАН у межах р. Ільниця буде більш вираженою, але її площа буде зменшуватись. Зона акумуляції ГАН у межах р. Боржава при переході від 2010 року до 2012 року стає більш вираженою і проходить поступове зростання загальної питомої активності ГАН у донних відкладах цієї зони (зумовлено, очевидно, акумуляцією ГАН внаслідок замулювання), що також дозволяє прогнозувати майбутній стан цієї території.

На рис. 5.5 представлено дані картографування розподілу ВМ (валовий вміст) у ґрунтових профілях НПП «Зачарований край».

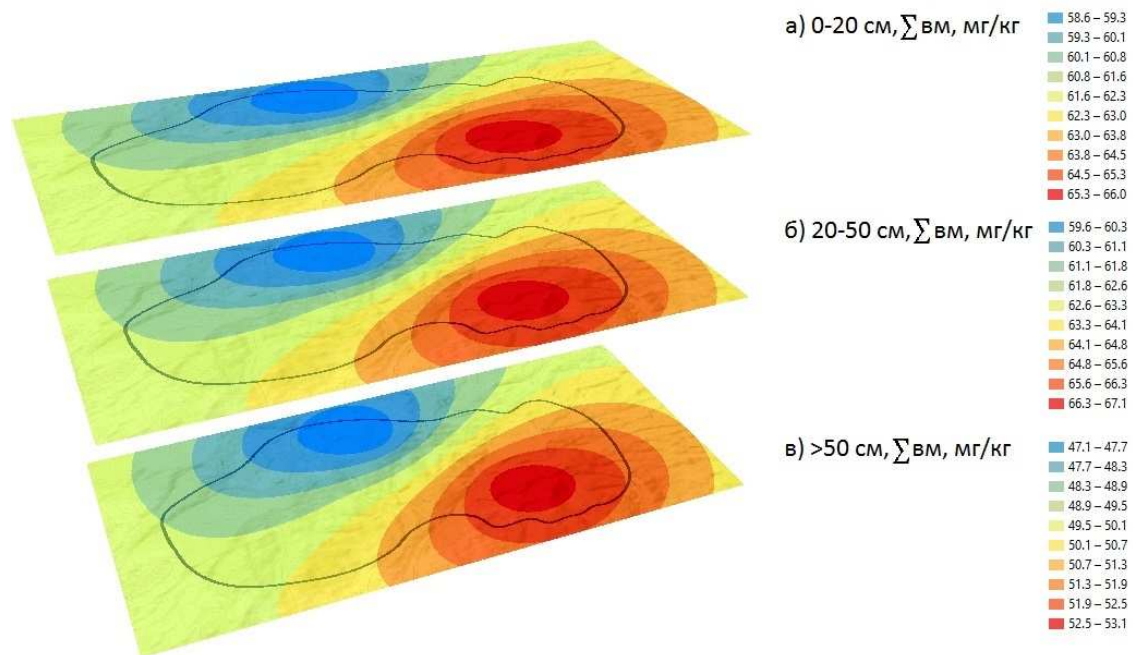


Рис. 5.5. Карта розподілу суми валового вмісту ВМ у ґрунтових профілях НПП «Зачарований край»

З даних рис. 5.5 видно, що розподіл ВМ у ґрунтових профілях є нерівномірним з переважною акумуляцією ВМ у верхньому перехідному і гумусовому горизонті (видно за представленою «легендою»), але при цьому спостерігається територіальна зональність такого розподілу. Основна територіальна зона акумуляції ВМ зосереджена на південному сході, причому така закономірність характерна для всіх ґрунтових профілів. Це зумовлено, перш за все, хімічними і геоморфологічними особливостями території НПП. Отримані дані дозволяють прогнозувати міграцію ВМ у ґрунтових профілях досліджуваної природно-заповідної території.

Більш детальне вивчення стану гумусового ґрунтового горизонту за показником валового вмісту ВМ показало подібну з рис. 5.5 картину, хоча розподіл ВМ дещо відрізняється. На рис. 5.6 представлено дані картографування для гумусового ґрунтового профілю території НПП «Зачарований край» за сумою валового вмісту ВМ.

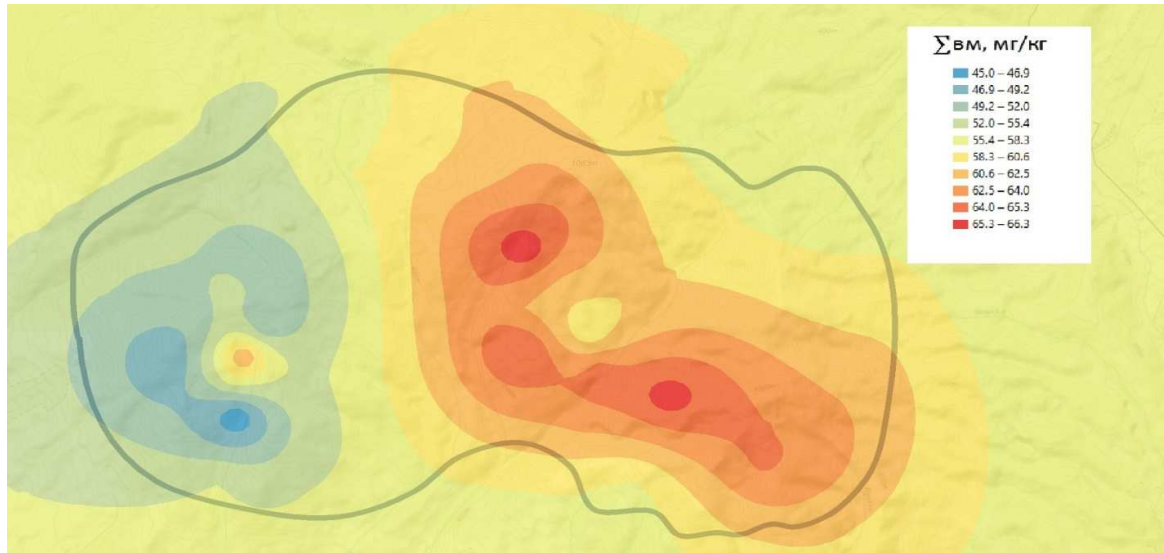


Рис. 5.6. Карта розподілу суми валового вмісту ВМ у гумусовому ґрунтовому горизонті території НПП «Зачарований край».

Аналізуючи дані рис. 5.6 можна зробити висновок, що зона акумуляції ВМ зосереджена у східній і південно-східній частині території НПП «Зачарований край», що згідно рис. 2.3 може бути зумовлено геоморфологією території природно-заповідного об'єкту. Однак, в цілому загальний вміст ВМ у досліджуваних ґрунтах є невисоким.

Дані картографування басейнів досліджуваних річок території НПП «Зачарований край» (за 2010 рік) за результатами визначення сумарного вмісту ВМ у донних відкладах представлені на рис. 5.7. З рисунку видно, що територія НПП «Зачарований край» потрапляє у зону пониженого вмісту ВМ, хоча на південному сході від території даного природно-заповідного об'єкту знаходиться зона акумуляції ВМ (басейн р. Боржава, адже річка має найвищий ступінь замулювання серед досліджених річок даної території). З урахуванням геоморфології території (рис. 2.3) порівняння даних рис. 5.7 з даними рис. 5.5 і 5.6 вказує на те, що проходить міграція і акумуляція ВМ на південному сході від території НПП «Зачарований край».

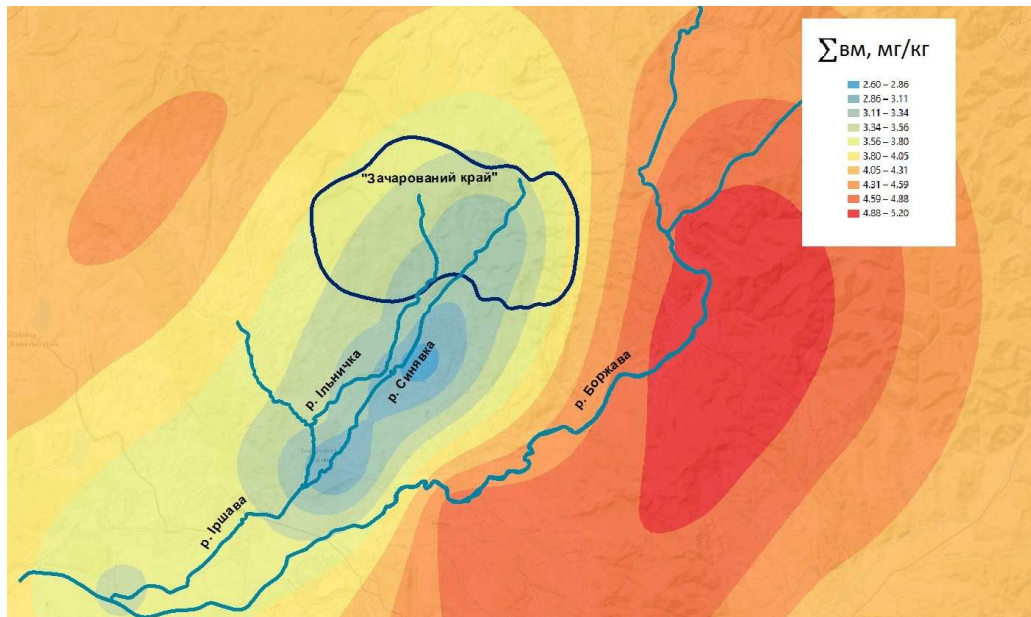


Рис. 5.7. Карта розподілу суми ВМ у басейнах малих річок території НПП «Зачарований край» за даними стану їх донних відкладів за 2010 рік.

Зона акумуляції ВМ у басейні р. Боржава (за даними стану донних відкладів) зумовлена морфологією річки, адже в межах зони акумуляції спостерігається різка зміна швидкості річки (від 10,8 км/год до 7,5 км/год), так званий «злам» річки. Це сприяє її замулюванню, а відтак і зростанню вмісту ВМ у донних відкладах [248, 260, 264, 275].

На рис. 5.8 представлені дані картографування басейнів досліджуваних річок території НПП «Зачарований край» (за 2012 рік) за результатами визначення сумарного вмісту ВМ у донних відкладах.

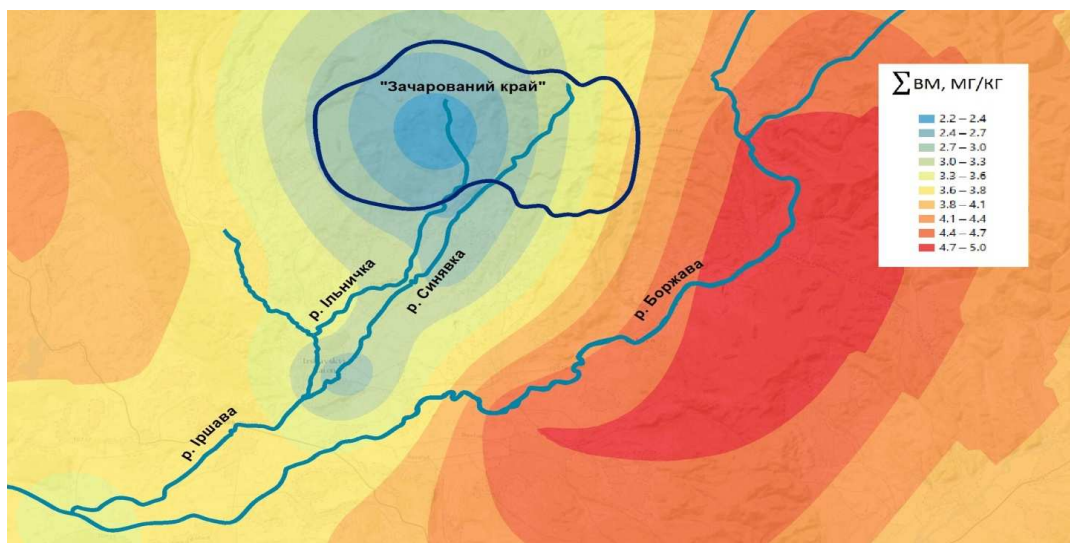


Рис. 5.8. Карта розподілу суми ВМ у басейнах малих річок території НПП «Зачарований край» за даними стану їх донних відкладів за 2012 рік.

Порівнюючи дані рис. 5.7 і 5.8 видно, що міграція ВМ проходить на південний схід від НПП, тоді як зона відносно невисоких значення ВМ (верхні течія р. Ільничка) стає більш виражено. Це дозволяє проводити короткострокові прогнози стану басейнів річок території НПП «Зачарований край», що є важливою складовою екологічної безпеки.

В цілому, картографування території НПП «Зачарований край» за даними радіоекологічного і хімічного моніторингу дозволяє не тільки унаочнити результати дослідження, але і проводити моделювання та прогнозування стану НПП «Зачарований край» за цими показниками.

## 5.2. Національний природний парк «Ужанський»

Дані радіоекологічного та хімічного моніторингу у межах НПП «Ужанський» використано для:

- паспортизації ґрунтів території та ідентифікації ґрунтів окремих ділянок території НПП;
- розробки рекомендацій по встановленню нормативів стану об'єктів довкілля;
- картографування території.

Паспортизація ґрунтів здійснюється за ДСТУ 4288:2004 [230] і для ґрунтів території НПП «Ужанський» вона проводилась спільно з фахівцями Басейнового управління водними ресурсами річки Тиса, що впроваджено у практичну діяльність у системі екологічного менеджменту (*Додаток Б*), а також у навчальному процесі (*Додатки В і Г*).

Вибрані показники стану ґрунтів території НПП «Ужанський», які використовувались при паспортизації, представлені у табл. 5.5.

Усереднені дані про вміст ВМ та питомої активності ГАН у гумусовому ґрунтовому профілі використані як рекомендації для встановлення нормативів стану ґрунтів передгірських територій, що впроваджено у системі екологічного менеджменту (*Додаток Б*) [248, 253-255, 266-268, 275].



## Вибрані дані паспортизації ґрунтів НПП «Ужанський»

№ з/п	Назва показника	Дані показників стану ґрунтів
1.1	Координати об'єкту, область, район, землекористування	49°01'24" пн. ш. 22°36'00" сх. д.; Закарпатська область; Великобerezнянський район; природно-заповідний фонд
1.2	Площа досліджених ґрунтів у межах землекористування	39159,3 га (100 %)
2.1	Середньорічна температура повітря: а) мінімальна (середня) температура січня б) максимальна (середня) температура липня	- 28 - - 32°C (- 6°C) + 34 - + 37°C (+ 15,6-18,0°C)
2.2	Середньорічна кількість опадів	856-909 мм
2.3	Висота над рівнем моря	230-850 м н.р.м.
3.1	Вид використання земель	Не сільськогосподарського призначення природно-заповідного фонду
3.2	Місце розташування ґрунтів у охоронній зоні	Національний природний парк
4.1	Джерела забруднення	Транспорт, засоби хімізації сільського і лісового господарства
4.2	Рівень забруднення	Слабкозабруднені ґрунти
5.1	Тип і підтип ґрунтів за національною класифікацією	<i>Бурі гірсько-лісові ґрунти:</i> світло-бурі і темно-бурі
5.2	Потужність	0,58-0,85 м
6.1	Вміст гумусу	1,41±0,49 %
6.2	pH водного розчину	4,6±0,5
6.3	Позначення ґрунтових горизонтів (верхня і нижня межа)	<i>Н0</i> лісова підстилка (0-4 см); <i>Н</i> гумусовий (4-24 см); <i>Нр</i> перший перехідний (24-39 см); <i>НР</i> другий перехідний (39-64 см); <i>Ph</i> слабогумусована материнська порода (64-85 см); <i>P</i> материнська порода (85-110 см і більше)
6.4	Характерні особливості ґрунтів	Повільне розкладання підстилки, переважні фракції дрібнозему є фізичний пісок (54,28%) і фізична глина (45,72%)

У табл. 5.6 представлено усереднені дані вмісту ВМ у гумусовому горизонті НПП «Ужанський» (за табл. 4.8), а у табл. 5.7 – усереднені дані про питому активність ГАН у цих ґрунтах (за табл. 3.8), які і були використані як фонові при встановленні відповідних нормативів.

Таблиця 5.6

Усереднений вміст важких металів у ґрунтах гумусового профілю території НПП «Ужанський»

Важкий метал	Вміст ВМ ( $\bar{x} \pm \Delta x$ ), мг/кг		МЗ, %
	В.В.	К.Ф.	
Zn	22,6±2,7	9,8±0,4	43
Cu	12,4±2,4	0,88±0,18	< 10
Pb	10,8±2,1	3,9±1,5	36
Cd	1,56±0,45	0,42±0,10	43
Hg	0,09±0,02	–	–

Примітка. В.В. – валовий вміст металів; К.Ф. – вміст кислоторозчинних форм металів; МЗ – міграційна здатність металів (відношення вмісту кислоторозчинних форм до валового вмісту).

Таблиця 5.7

Усереднені дані радіоекологічних показників ґрунту гумусового профілю території НПП «Ужанський»

ГАН		Питома активність ГАН ( $\bar{x} \pm \Delta x$ ), Бк/кг
$^{40}\text{K}$		254±167
Ряд $^{238}\text{U}$	$^{214}\text{Pb}$	35,5±13,7
	$^{214}\text{Bi}$	38,1±5,2
Ряд $^{232}\text{Th}$	$^{212}\text{Pb}$	44,2±19,1
	$^{212}\text{Bi}$	51,1±10,4
	$^{228}\text{Ac}$	53,9±15,3
	$^{208}\text{Tl}$	16,6±5,0
$^{137}\text{Cs}$		13,7±10,2

Розбіжність питомої активності окремих природних ГАН використана нами як критерій ідентифікації ґрунтів окремих ділянок території НПП «Ужанський», що апробовано на реальних об'єктах.

Запропоновані фонові значення вмісту ВМ у гумусовому ґрунтовому профілі території НПП «Ужанський» використані для оцінки стану антропогенних ландшафтів даного району, зокрема території ТзОВ «Березнянка»

(ВАТ «Ерстед»), яке розташовано у Великоберезнянській районі Закарпатської області. В табл. 5.8 представлені дані визначення вмісту ВМ в усередненому зразку ґрунту (гумусовий профіль) території ТзОВ «Березнянка».

Таблиця 5.8

Результати визначення вмісту ВМ в усередненому зразку гумусовому ґрунтовому профілю ґрунтів ТзОВ «Березнянка» (n=6, P=0,95)

Важкий метал	Вміст ВМ ( $\bar{X} \pm \delta$ ), мг/кг		МЗ, %
	В.В.	К.Ф.	
Zn	22,8±1,2	10,7±0,6	47
Cu	14,3±0,7	0,90±0,06	< 10
Pb	12,7±0,7	5,6±0,4	44
Cd	2,01±0,13	0,51±0,04	25
Hg	0,10±0,01	н/в	–

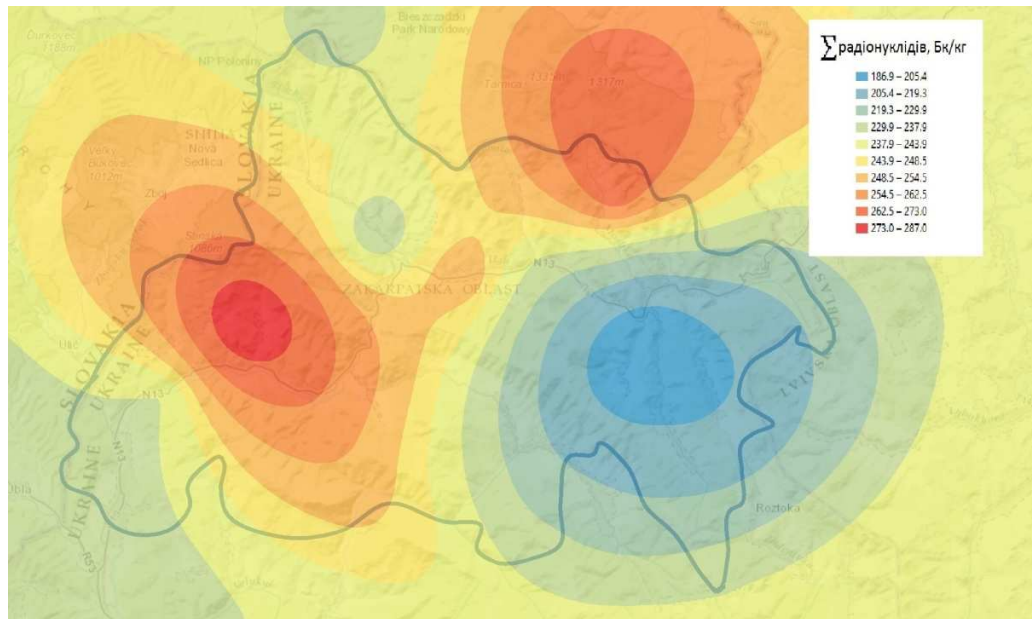
Порівняння даних табл. 5.8 і 5.6 показує, що у ґрунтах території ТзОВ «Березнянка» дещо зростає концентрація Zn, Cu і Pb (як валового вмісту, так і вмісту кислоторозчинних форм), що в цілому призводить до зростання міграційної здатності ВМ. Це являє небезпеки щодо міграції ВМ у водоносні горизонти і рослини.

Таким чином, встановлені фонові значення вмісту ВМ у гумусовому ґрунтовому горизонті Великоберезнянського району використані для оцінки стану ґрунтів антропогенно навантажених територій і вони показали свою ефективність. Така оцінка проводилась спільно з фахівцями Басейнового управління водними ресурсами річки Тиса.

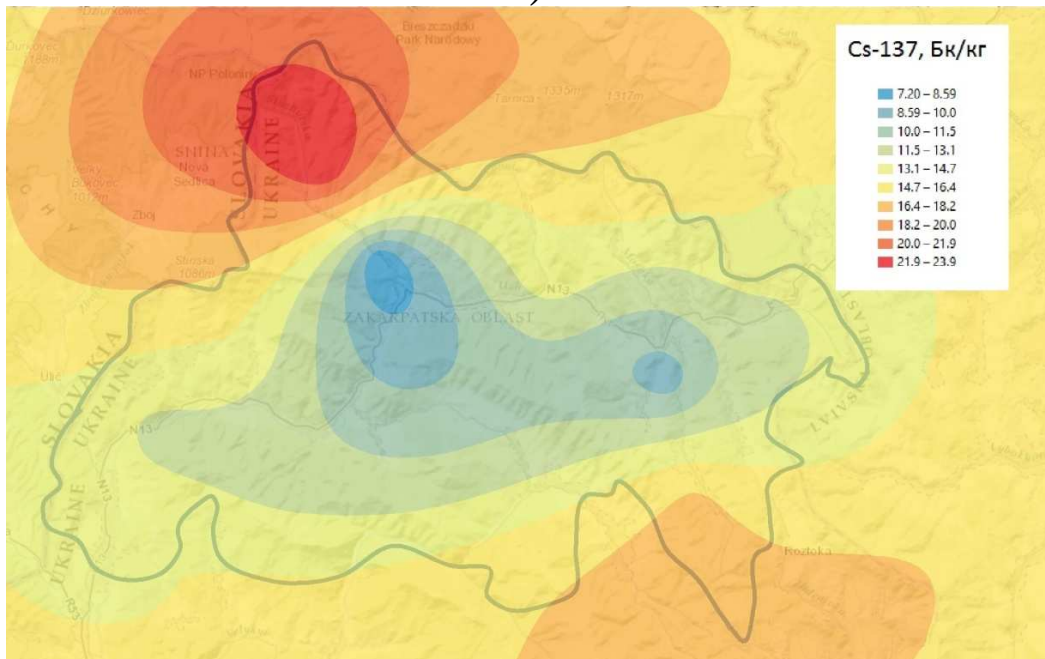
Картографування використано як для унаочнення даних моніторингових досліджень, так і виявлення територіальних аномалій розподілу ВМ і ГАН, а також прогнозування майбутнього стану досліджуваних об'єктів і прилеглих територій. На рис. 5.9 представлено карту розподілу суми природних ГАН (*a*) та  $^{137}\text{Cs}$  (*b*) у гумусовому ґрунтовому профілі НПП «Зачарований край», а на рис. 5.10 – дані картографування басейнів малих річок цієї території за показником сумарної питомої активності природних ГАН у донних відкладах.

Аналіз даних рис. 5.9.*a* показує, що можна виділити дві ділянки підвищеної питомої активності природних ГАН у ґрунтах, що практично співпадає з

геоморфологічними показниками території (в гірській місцевості питома активність ГАН є вищою, що було зазначено у розділі 3), тоді як розподіл техногенного  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах території НПП «Ужанський» є кардинально іншим. Останнє може бути зумовлено як точковим забрудненням ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  атмосферними опадами, так і міграцією цього компоненту схилами з гірських до передгірських територій. Такі закономірності дозволяють прогнозувати майбутній стан ґрунтів за показниками питомої активності ГАН.



а)



б)

Рис. 5.9. Дані картографування ґрунтів гумусового профілю НПП «Ужанський» з сумарною питомою активністю природних ГАН (а) і  $^{137}\text{Cs}$  (б).

Дані рис. 5.10 показують, що зони акумуляції природних ГАН у донних відкладах малих річок зосереджені у передгірській і низинній частині території НПП «Ужанський», а зони пониженої питомої активності ГАН – у гірській частині [248, 260]. Це зумовлено, очевидно, зростанням ступеня замулювання малих річок при переході від гірського ландшафту до передгірського і низинного, а відтак і акумуляції ГАН.

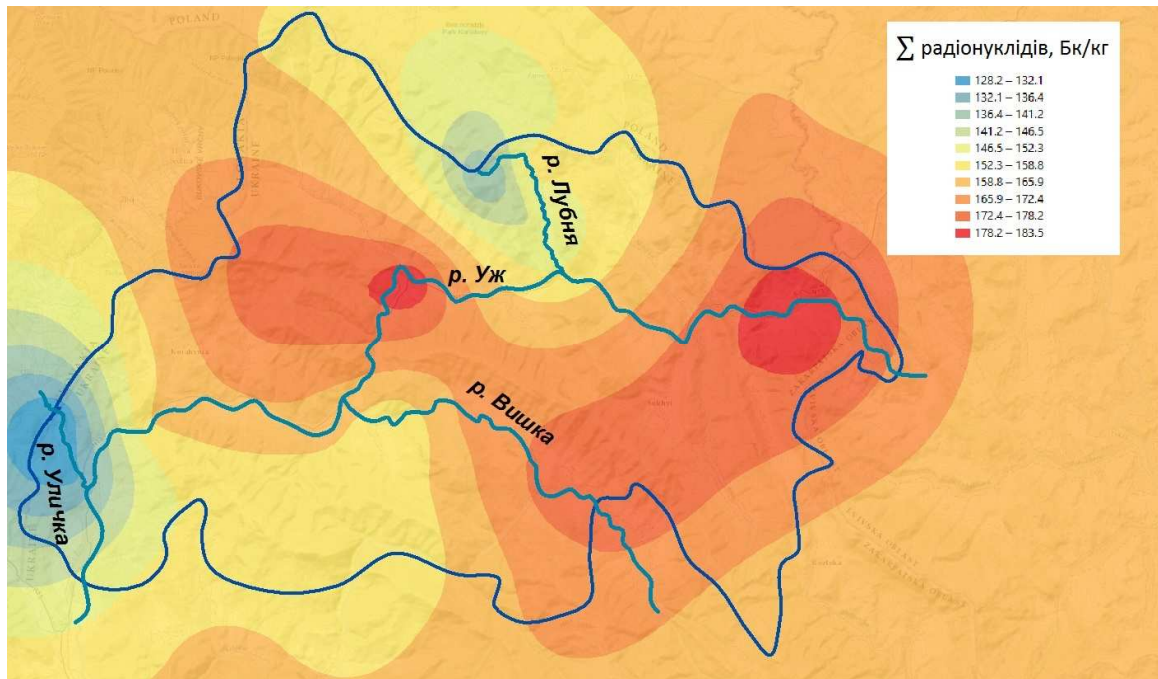


Рис. 5.10. Карта розподілу сумарної питомої активності природних ГАН в межах території НПП «Ужанський» за даними донних відкладів за 2010 рік.

Таким чином, дані рис. 5.10 в певній мірі є дзеркальним відображенням даних рис. 5.9.а, що і можна було очікувати з огляду на встановлені закономірності розподілу ГАН у межах природно-заповідної території (розділ 3). Така розбіжність у розподілі природних ГАН у ґрунтах гумусового профілю і донних відкладах малих річок території гірсько-передгірського ландшафту дозволяє прогнозувати міграцію радіонуклідів у довкіллі. Ці закономірності не характерні для низинних територій (НПП «Зачарований край»), в чому і проявляються особливості радіоекології гірських і передгірських регіонів.

На рис. 5.11 представлено результати картографування басейнів малих річок території НПП «Ужанський» за розподілом сумарної питомої активності природних ГАН за 2012 рік.



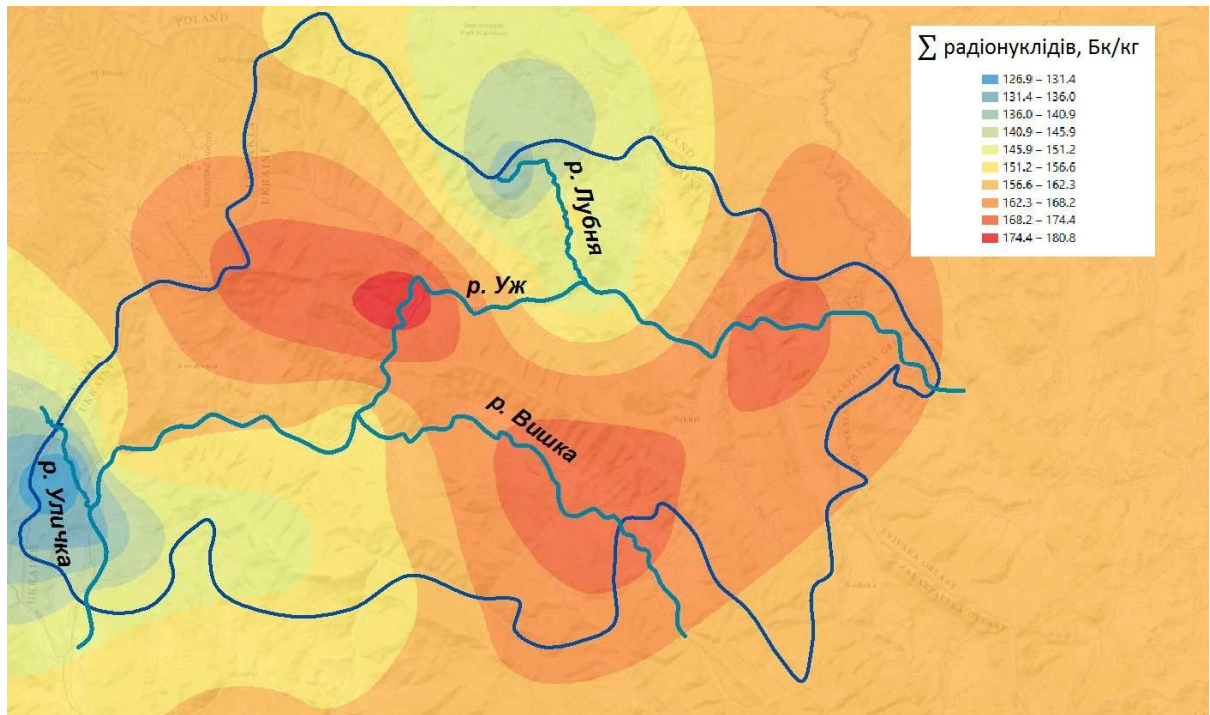


Рис. 5.11. Карта розподілу сумарної питомої активності природних ГАН в межах території НПП «Ужанський» за даними донних відкладів за 2012 рік.

Порівняння даних рис. 5.10 і 5.11 показує, що при переході від 2010 року до 2012 року ділянка акумуляції ГАН у межах р. Уж стає більш вираженою, а ділянка акумуляції ГАН у верхній течії р. Уж (характерна для 2010 року) мігрує в нижню течію річки. Це дозволяє проводити короткостроковий прогноз стану басейнів цих річок.

На рис. 5.12 представлено дані картографування ґрунтів гумусового профілю території НПП «Ужанський» за сумарним валовим вмістом ВМ, а на рис. 5.13 – басейнів малих річок цієї території за сумарним вмістом ВМ у донних відкладах (за 2010 рік).

Порівняння даних рис. 5.12 і 5.13 показує, що розподіл ВМ у ґрунтах і донних відкладах малих річок носить дещо подібний характер, хоча при переході від ґрунтів до донних відкладів загальний розподіл ВМ зміщується у південному напрямку (у бік переходу ландшафтів в системі гірський → передгірський → низинний) [248, 260]. Це дозволяє прогнозувати міграцію ВМ у довкіллі, а дані використати у системі екологічної безпеки.

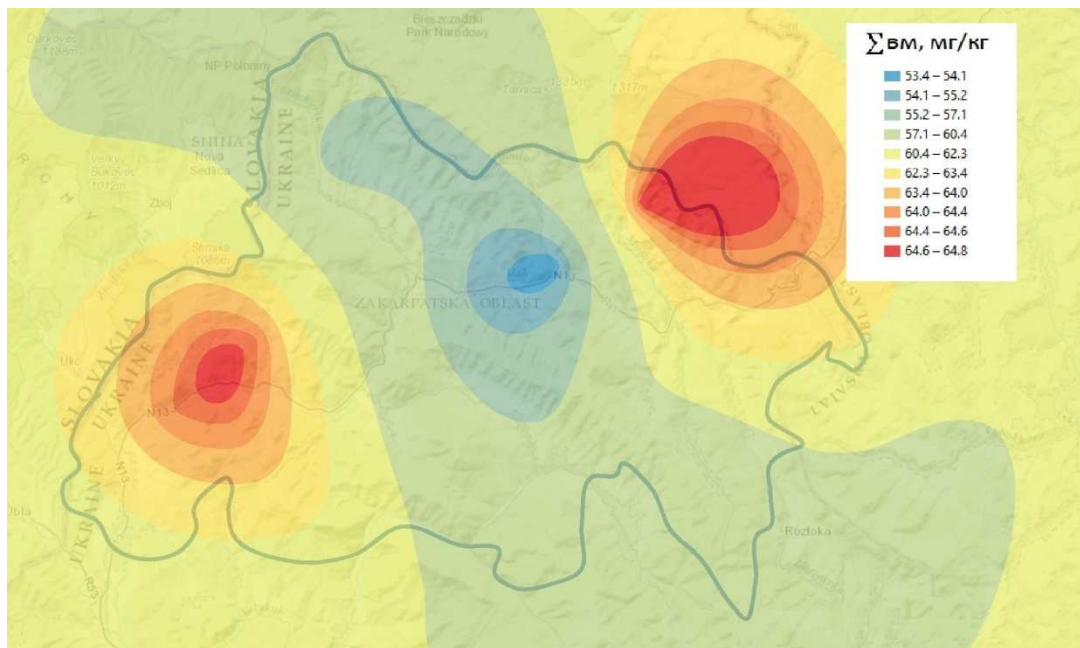


Рис. 5.12. Карта розподілу суми ВМ у гумусовому ґрунтовому профілі території НПП «Ужанський».

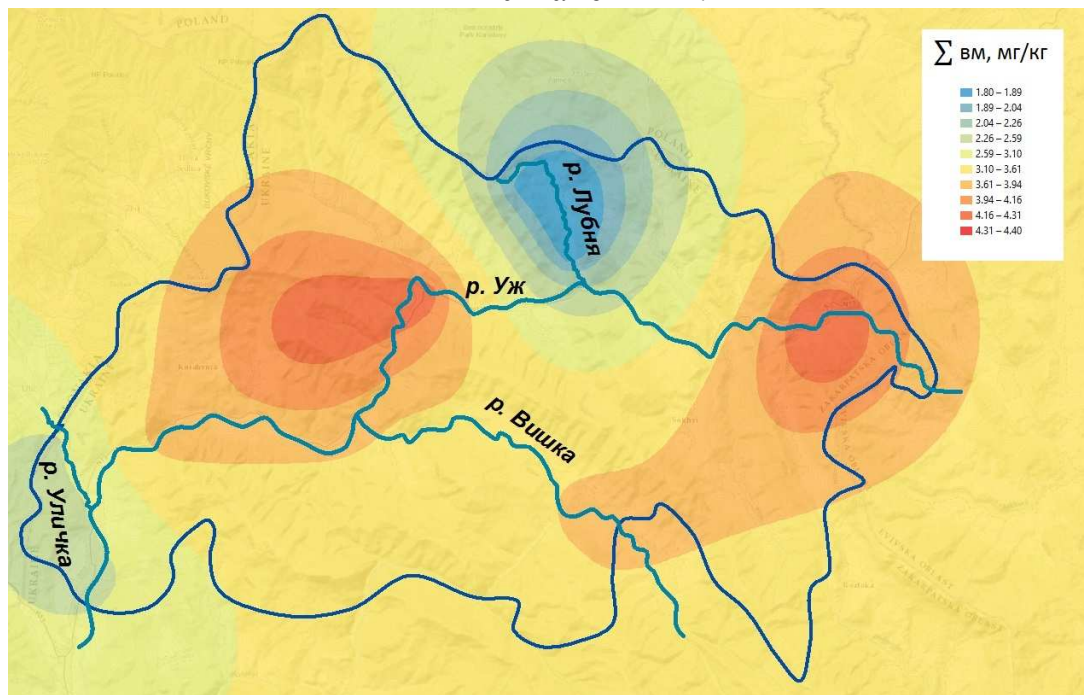


Рис. 5.13. Карта розподілу суми ВМ у басейнах малих річок території НПП «Ужанський» за даними вмісту ВМ у донних відкладах цих річок за 2010 рік.

На рис. 5.14 представлено карту розподілу суми ВМ у басейнах малих річок території НПП «Ужанський» за даними вмісту ВМ у донних відкладах цих річок за 2012 рік. Порівнюючи дані рис. 5.13 і 5.14 видно, що зони акумуляції ВМ у межах р. Уж поступово мігрують за течією при переході від 2010 до 2012 року, що дозволяє прогнозувати подальше зміщення цих зон. Це дозволяє проводити короткострокові прогнози стану басейнів досліджуваних річок.

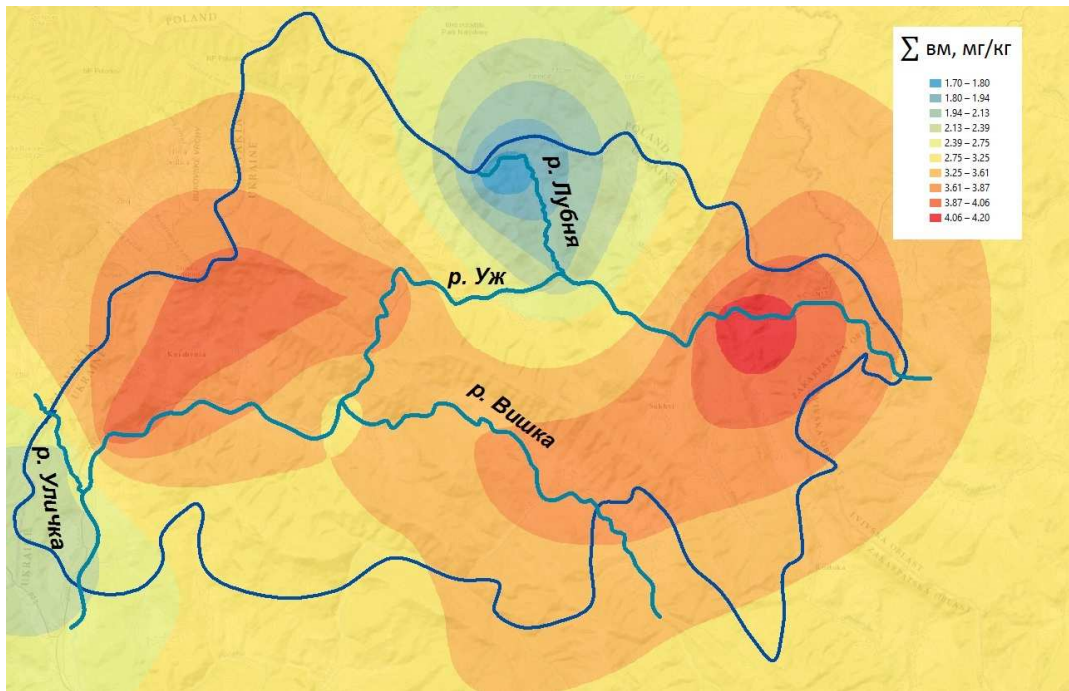


Рис. 5.14. Карта розподілу суми ВМ у басейнах малих річок території НПП «Ужанський» за даними вмісту ВМ у донних відкладах цих річок за 2012 рік.

В цілому, дані картографування території НПП «Ужанський» відрізняються від таких даних для території «Зачарований край», що узгоджується з встановленими у розділах 3 і 4 закономірностями розподілу ВМ та ГАН у межах цих природно-заповідних об'єктів.

### 5.3. Національний природний парк «Синевир»

Дані моніторингових досліджень у межах НПП «Синевир», як і у випадку інших природно-заповідних об'єктів, використані для паспортизації ґрунтів території об'єкту, встановлення нормативів стану об'єктів довкілля і картографування. Результати цих досліджень впроваджені у навчальному процесі на хімічному факультеті ДВНЗ «Ужгородський національний університет» (Додатки В і Г).

Паспортизацію ґрунтів території НПП «Синевир» проводили за [230], а окремі параметри паспорту ґрунтів цієї території представлено у табл. 5.9.

Усереднені дані радіоекологічного і хімічного моніторингу у межах НПП «Синевир» використані у якості рекомендацій для встановлення нормативів стану об'єктів довкілля (як фонові значення) [253-255, 257, 266-268, 275].



Вибрані дані паспортизації ґрунтів НПП «Синевир»

№ з/п	Назва показника	Дані показників стану ґрунтів
1.1	Координати об'єкту, область, район, землекористування	48°30'05" пн. ш. 23°42'50" сх. д.; Закарпатська область; Міжгірський-Хустський- Тячівський район; природно- заповідний фонд
1.2	Площа досліджених ґрунтів у межах землекористування	42704,4 га (100 %)
2.1	Середньорічна температура повітря: - мінімальна (сер.) температура січня - максимальна (середня) температура липня	4,4°C – 34°C (– 4-6°C) + 31°C (+ 10,0-16,5°C)
2.2	Висота над рівнем моря	440-1719 м н.р.м.
3.1	Вид використання земель	Несільськогосподарського призна- чення природно-заповідного фонду
3.2	Місце розташування ґрунтів у охоронній зоні	Національний природний парк
4.1	Джерела забруднення	Транспорт, засоби хімізації сільського і лісового господарства
4.2	Рівень забруднення	Слабкозабруднені ґрунти
5.1	Тип і підтип ґрунтів за національною класифікацією	<i>Буроземний тип ґрунтів:</i> гірсько-лісові (під буковими лісами), гірсько-підзолисті (під ялиновими лісами), дерново- буроземні (під луками)
6.1	Вміст гумусу	0,73±0,11 %
6.2	pH водного розчину	4,0±0,2

Дані щодо усередненого вмісту ВМ у гумусовому ґрунтовому профілі території НПП «Синевир» представлені у табл. 5.10 (за даними табл. 4.11), дані радіоекологічних досліджень стану ґрунтів – у табл. 5.11 (за даними табл. 3.10).

Дані табл. 5.10 і 5.11 для ґрунтів НПП «Синевир» показують відносну сталість значень показників їх стану, які є більш стабільні, ніж для ґрунтів НПП «Ужанський» (табл. 5.6 і 5.7), а останні більш стабільні, ніж для ґрунтів НПП «Зачарований край» (табл. 5.2 і 5.3). Така закономірність пояснюється, очевидно, потужністю ґрунтового шару, впливом ерозійних процесів, тощо.

Таблиця 5.10

Усереднений вміст важких металів у ґрунтах гумусового профілю території НПП «Синевир»

Важкий метал	Вміст ВМ ( $\bar{x} \pm \Delta x$ ), мг/кг		МЗ, %
	В.В.	К.Ф.	
Zn	19,8±1,8	11,1±0,3	56
Cu	9,6±1,2	1,19±0,10	12
Pb	9,4±0,9	3,9±0,2	42
Cd	1,10±0,23	0,32±0,09	29
Hg	0,047±0,016	–	–

Примітка. В.В. – валовий вміст металів; К.Ф. – вміст кислоторозчинних форм металів; МЗ – міграційна здатність металів (відношення вмісту кислоторозчинних форм до валового вмісту).

Таблиця 5.11

Усереднені дані радіоекологічних показників ґрунту гумусового профілю території НПП «Синевир»

ГАН		Питома активність ГАН ( $\bar{x} \pm \Delta x$ ), Бк/кг
$^{40}\text{K}$		178±23
Ряд $^{238}\text{U}$	$^{214}\text{Pb}$	24,7±4,3
	$^{214}\text{Bi}$	24,2±4,9
	$^{226}\text{Ra}$	89±15
Ряд $^{232}\text{Th}$	$^{212}\text{Pb}$	29,8±11,4
	$^{212}\text{Bi}$	27,6±2,5
	$^{228}\text{Ac}$	42,2±15,3
	$^{208}\text{Tl}$	17,4±1,9
$^{137}\text{Cs}$		13,5±3,3

В той же час, незважаючи на відносну стабільність радіоекологічних показників ґрунтів НПП «Синевир» (див. табл. 5.11) абсолютна питома активність окремих ГАН (радіоактивних міток) може суттєво коливатись, що використано нами як критерії ідентифікації ґрунтів окремих ділянок території природно-заповідного об'єкту.

Апробацію встановлених фонових значень вмісту ВМ у гумусовому ґрунтовому профілі НПП «Синевир» в якості нормативів стану для інших територій проводили при дослідженні ґрунтів території ЗАТ «Міжгірський лісокомбінат». Результати визначення вмісту ВМ у ґрунтах території даного підприємства представлені у табл. 5.12.

Результати визначення вмісту ВМ в усередненому зразку гумусовому ґрунтовому профілю ВАТ «Міжгірський лісокомбінат» (n=6, P=0,95)

Важкий метал	Вміст ВМ ( $\bar{x} \pm \delta$ ), мг/кг		МЗ, %
	В.В.	К.Ф.	
Zn	19,9±1,1	12,2±0,7	61
Cu	9,9±0,5	1,35±0,09	14
Pb	10,3±0,6	4,8±0,3	47
Cd	1,34±0,09	0,43±0,03	32
Hg	0,063±0,007	н/в	–

Порівнюючи дані табл. 5.12 і 5.10 видно, що зростання вмісту ВМ у ґрунтах антропогенних ландшафтів (ВАТ «Міжгірський лісокомбінат») зростає незначно (як валовий вміст, так і вміст кислоторозчинних форм) у порівнянні з фоновим, проте зростає міграційна здатність ВМ, що являє загрози їх міграції у водоносні горизонти і рослини. Таким чином, встановлені фонові значення вмісту ВМ у ґрунтах НПП «Синевир» виявились ефективними для виявлення антропогенних змін у стані ґрунтів прилеглих територій.

Проведення картографування території НПП «Синевир» як для об'єкту гірського ландшафту являє особливий інтерес, адже у п. 5.2 нами показано, що розподіл природних ГАН і ВМ у передгірському ландшафті має певні особливості, які пов'язані з геоморфологією території. На рис. 5.15.а представлені результати картографування ґрунтів території НПП «Синевир» за розподілом сумарної питомої активності природних ГАН, а на рис. 5.15.б – за сумою валового вмісту ВМ у цих ґрунтах.

Порівнюючи дані рис. 5.15 видно, що розподіл природних ГАН і ВМ у ґрунтах гірського ландшафту (із значною градацією висот) носить протилежний характер, який є більш вираженим, ніж для територій передгірського і низинного ландшафту. Чим вища висота місцевості над рівнем моря, тим більша сумарна питома активність природних ГАН у ґрунтах, що було пояснено нами у розділі 3, і тим менший вміст ВМ (див. розділ 4). Як зазначалось нами у розділах 3 і 4, така закономірність пояснюється наступними причинами. По-перше, гори Карпати є молодими і сейсмічно активними, а висотні гірські ділянки зазнають найбільших

геологічних деформацій. Це зумовлює виділення Радону ( $^{222}\text{Rn}$  і  $^{220}\text{Rn}$ ), який при розкладі утворює такі ГАН як  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$  і  $^{212}\text{Pb}$ , що формують природну радіоактивність досліджуваних ґрунтів, а також виділення у поверхневій шарі материнської ґрунтоутворюючої породи радіонукліду  $^{226}\text{Ra}$  (ряд  $^{238}\text{U}$ ), що узгоджується з даними табл. 3.10 і 5.11. По-друге, спостерігається процес міграції ВМ, який залежить від ерозійних та інших факторів. Як правило, при переході від гірського ландшафту до низинного зростає потужність ґрунтового шару і вмісту мікроелементів, в т.ч. ВМ, у ньому.

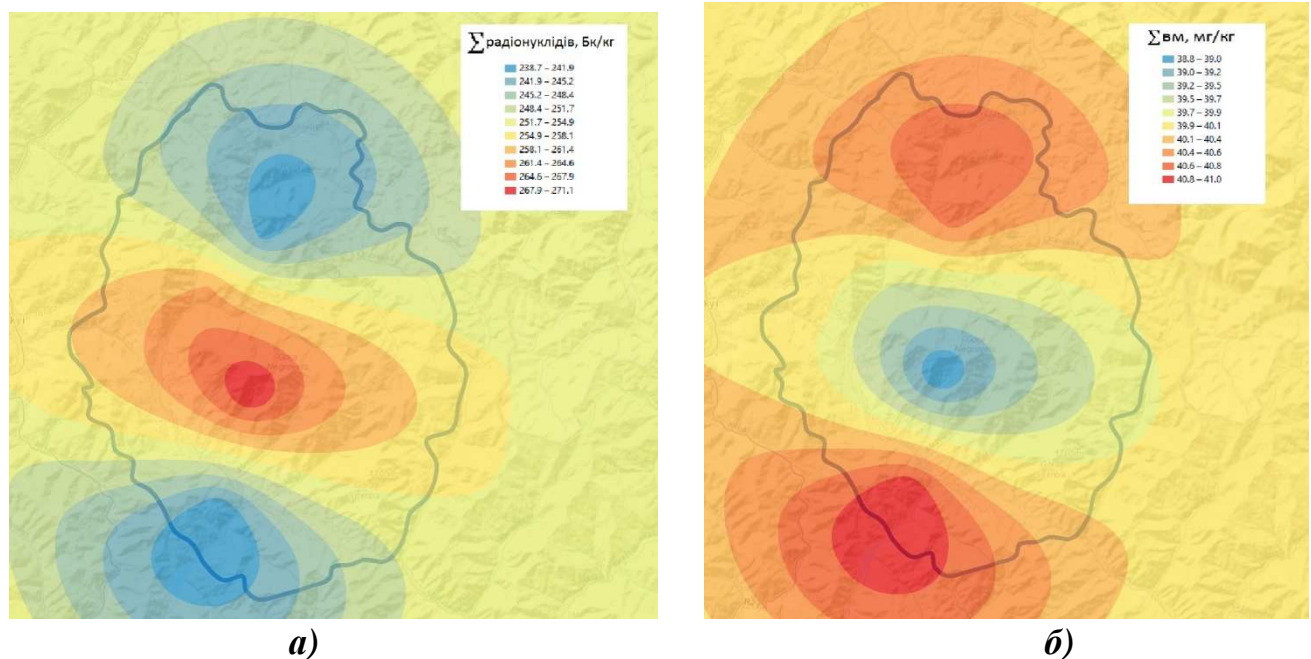


Рис. 5.15. Карта ґрунтів гумусового профілю НПП «Синеvir» за сумарною питомою активністю природних ГАН (а) і сумою валового вмісту ВМ (б).

Дані картографування басейнів малих річок території НПП «Синеvir» за сумарною активністю природних ГАН у донних відкладах представлені на рис. 5.16.а, а сумарним вмістом ВМ – на рис. 5.16.б для 2010 року.

Порівняння даних рис. 5.16.а і 5.16.б показує, що характер розподілу ГАН і ВМ у донних відкладах малих річок є подібним, тобто проходить міграція цих інгредієнтів за течією річки Терєбля, яка є найбільш замуленою серед досліджуваних річок регіону. Крім того, морфологія річки Терєбля характеризується значним перепадом висот, що сприяє міграції ГАН і ВМ з накопиченням у зонах акумуляції [249, 253, 260, 264, 272].

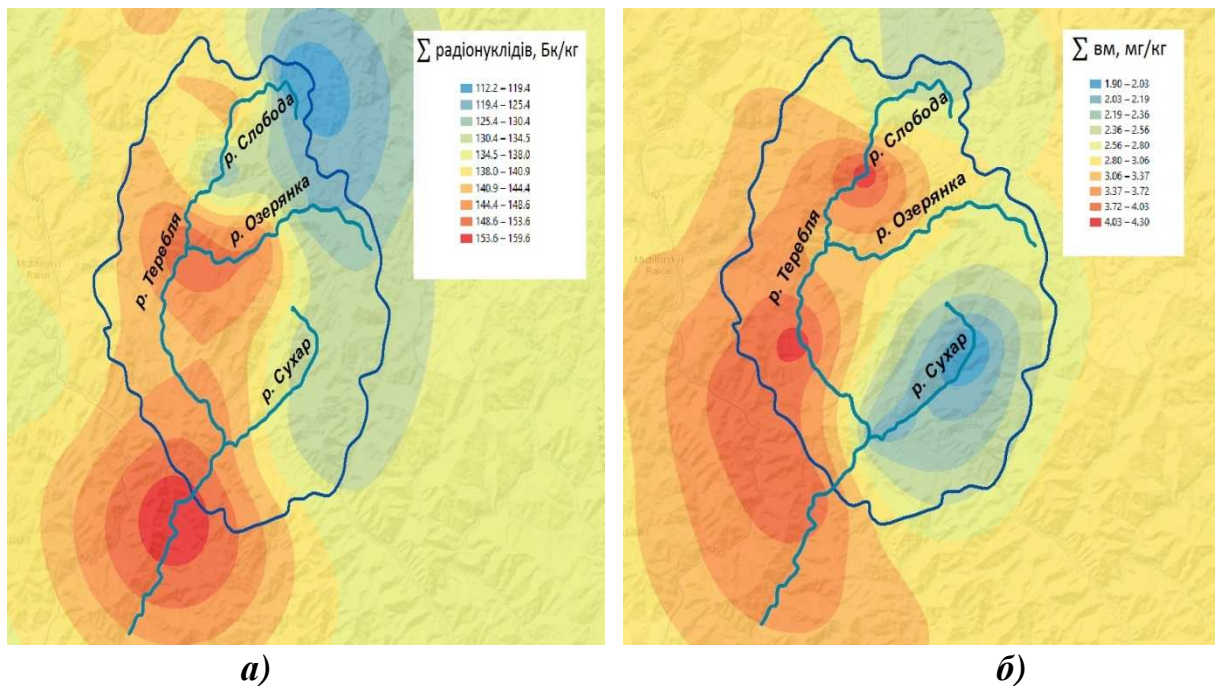


Рис. 5.16. Карта стану басейнів малих річок території НПП «Синеvir» за сумарною активністю природних ГАН у донних відкладах (а) і сумарним вмістом ВМ (б) для 2010 року.

Порівняння даних рис. 5.15 і 5.16 свідчить, що проходить поступова міграція ГАН і ВМ із ґрунтів території НПП «Синеvir» у донні відклади, а далі за течією р. Тересля з гірського до передгірського регіону, що характерно для гірських територій. Це дозволяє прогнозувати міграцію ГАН і ВМ у об'єктах довкілля, що використовується у системі екологічної безпеки.

Для порівняння, на рис. 5.17 представлено карти стану басейнів малих річок території НПП «Синеvir» за сумарною активністю природних ГАН у донних відкладах (а) і сумарним вмістом ВМ (б) для 2012 року.

Порівнюючи дані рис. 5.16 і 5.17 видно, що ГАН мігрують разом з донними відкладами за течією річки і акумулюються у басейні р. Тересля, причому зона акумуляції є чітко виражено. Наявність зон акумуляції ГАН у донних відкладах річок гірського ландшафту є небажаним явищем, адже це ділянки швидкотечій. Однак, замулювання русел річок, внаслідок ерозії заплавної ґрунтів і особливостей геоморфології цих річок, зумовлює такі ділянку акумуляції, що слід враховувати при використанні цих річок. Подібна залежність спостерігається і для розподілу ВМ у донних відкладах.



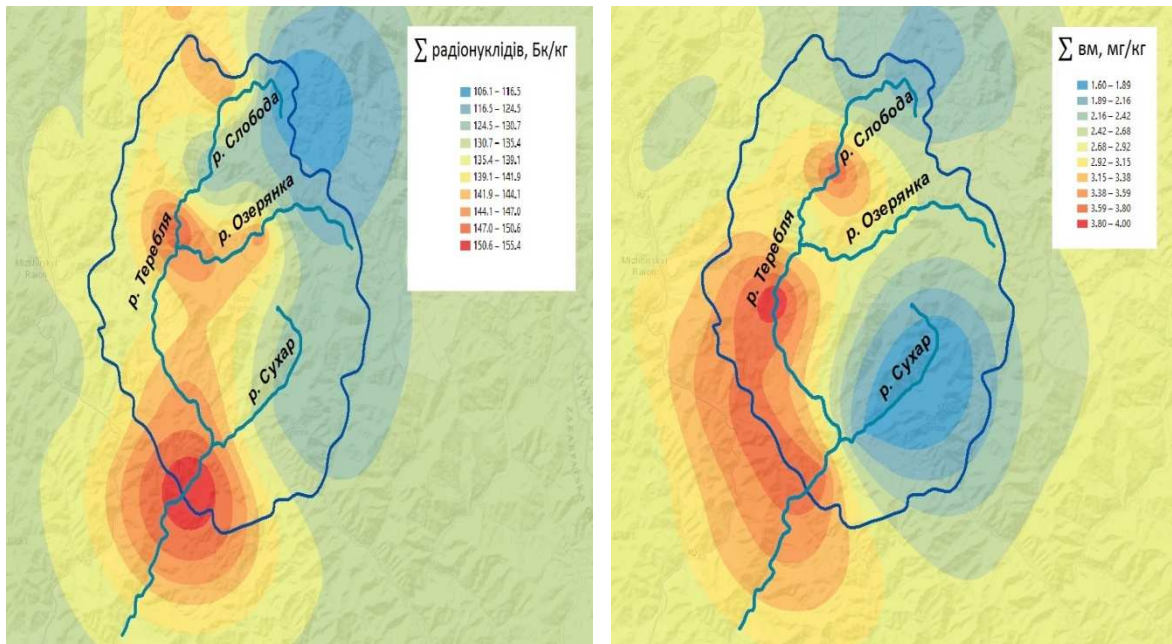


Рис. 5.17. Карта стану басейнів малих річок території НПП «Синеvir» за сумарною активністю природних ГАН у донних відкладах (а) і сумарним вмістом ВМ (б) 2012 р.

Таким чином, порівняння даних картографування досліджуваних ділянок за різні роки можна використати для короткострокових прогнозів стану цих територій, що підвищує ефективність екологічного менеджменту і заходів забезпечення екологічної безпеки.

## Висновки до розділу 5

1. Практичні результати радіоекологічного і хімічного моніторингу у межах НПП Закарпатської області дозволили:

- провести паспортизацію ґрунтів заповідних територій;
- виробити рекомендації щодо встановлення нормативів стану об'єктів довкілля на основі одержаних фонових значень вмісту ВМ і питомої активності ГАН у ґрунтах і донних відкладах;
- запропонувати і апробувати на реальних об'єктах нові критерії ідентифікації ґрунтів окремих ділянок території НПП, зокрема питому активність окремих ГАН (радіоактивних міток), а для території НПП «Зачарований край» також і відношення суми ГАН ряду  $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ ;

- картографування досліджуваних НПП і прилеглих територій, що дозволяє виявляти зони акумуляції ВМ і ГАН, тенденції щодо міграції цих інгредієнтів у довкіллі, тощо.

2. Встановлені фонові вмісти ВМ у гумусовому ґрунтовому горизонті територій різних ландшафтів були використані як нормативи стану для цих територій, що апробовано при оцінці стану антропогенних ландшафтів. Показана ефективність встановлених нормативів, причому антропогенні зміни були виявлені на всіх техногенних територіях, які проявлялись у зростанні величини міграційної здатності ВМ у ґрунтах.

3. Дані картографування територій НПП Закарпатської області дозволяють прогнозувати майбутній стан цих територій, що є важливим аспектом системи екологічної безпеки, а також системи моделювання процесів у довкіллі, хоча це, переважно, короткострокові прогнози.

4. Результати радіоекологічного і хімічного моніторингу у межах НПП Закарпатської області впроваджені у практику у системі екологічного менеджменту (Додатки А, Б, Д) , а також навчальному процесі (Додатки В і Г).

## ВИСНОВКИ

1. На основі проведеного хімічного та радіоекологічного моніторингу об'єктів довкілля Закарпаття щодо вмісту важких металів та гамма-радіонуклідів встановлено закономірності розподілу їх фонових значень, що дозволить ефективно проводити екологічний менеджмент та заходи забезпечення екологічної безпеки.

2. Модифіковано та уніфіковано методики та умови визначення гамма-радіонуклідів та важких металів для низьких фонових рівнів при проведенні масових аналізів об'єктів довкілля, зокрема: оптимізовано часові параметри – для комплексу «SBS-40» він складає 5000 с; підтверджено валідність методики визначення важких металів методом атомно-абсорбційної спектроскопії та доведено валідність методики визначення гамма-радіонуклідів методом гамма-спектрометрії.

3. Встановлено закономірності розподілу, міграції та акумуляції гамма-активних радіонуклідів у об'єктах природно-заповідного фонду. Показано, що розподіл окремих природних ГАН у ґрунтових горизонтах носить переважно фрагментарний і безсистемний характер, проте сумарна їх питома активність у ґрунтах гумусового профілю (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) є відносно сталою в межах одного об'єкту. Встановлена аномалія щодо розподілу природних гамма-активних радіонуклідів (ряди  $^{238}\text{U}$  і  $^{232}\text{Th}$ ) і у ґрунтах гумусового профілю гірських ландшафтів (НПП «Синевир») – сумарна питома активність природних радіонуклідів (без урахування  $^{40}\text{K}$ ) становить  $254 \pm 17$  Бк/кг, яка є вищою, ніж у ґрунтах передгірських ландшафтів (НПП «Ужанський») з  $\Sigma A = 239 \pm 52$  Бк/кг, а в останніх – вищою, ніж у ґрунтах низовинних ландшафтів (НПП «Зачарований край») з  $\Sigma A = 112 \pm 38$  Бк/кг. Це враховано при встановленні нормативів стану ґрунтів. Показовим для ґрунтів є відношення  $\Sigma^{232}\text{Th} / \Sigma^{238}\text{U}$ , яке характеризує питомий внесок у природний радіаційний фон ГАН різних рядів, причому у гірській місцевості ГАН ряду  $^{238}\text{U}$  мають домінуючий вплив, тоді як у низовинній і передгірській місцевості – ГАН ряду  $^{232}\text{Th}$ .



4. Показано, що розподіл важких металів у ґрунтових горизонтах відображає сукупність хімічних процесів їх міграції і вони зосереджені, переважно, у верхньому перехідному та гумусовому ґрунтовому профілях. Доведено, що сполуки Zn, Cu, Cd і Hg мають ендегенне походження, тоді як сполуки Pb – екзогенне. На основі порівняння вмісту важких металів у гумусовому ґрунтовому профілі і донних відкладах малих річок НПП «Синевир», «Ужанський» і «Зачарований край» встановлено, що в межах гірський → передгірський → низовинний ландшафти відбувається міграція ВМ, що сприяє підвищенню їх вмісту в низовинних регіонах області. Міграція важких металів у системі «ґрунт → донні відклади → вода малих річок» є незначною, що зумовлено рядом хімічних і геоморфологічних факторів.

5. Запропоновано комплексний підхід до проведення фонових моніторингу у межах Національних природних парків Закарпатської області, який полягає у поєднанні показників питомої активності гамма-активних радіонуклідів і вмісту важких металів у об'єктах довкілля. Як критерій безпеки вмісту важких металів у ґрунтах гумусового профілю пропонується використовувати міграційний показник, який являє собою відношення вмісту кислоторозчинних форм ВМ до їх валового вмісту. Критеріями ідентифікації якості ґрунтів окремих ділянок у межах територій природно-заповідних об'єктів запропоновано використовувати питому активність окремих радіоактивних міток, зокрема  $^{214}\text{Bi}$  (ряд  $^{238}\text{U}$ ) і  $^{228}\text{Ac}$ ,  $^{212}\text{Pb}$  (ряд  $^{232}\text{Th}$ ), а також відношення  $\Sigma ^{232}\text{Th} / \Sigma ^{238}\text{U}$ .

6. На основі проведених досліджень і узагальнення закономірностей розподілу, міграції та акумуляції ГАН і ВМ у межах Національних природних парків Закарпаття з різними ландшафтними умовами розроблено рекомендації щодо встановлення нормативів стану об'єктів довкілля для проведення оцінки стану антропогенних ландшафтів, показано ефективність встановлених фонових значень і запропонованих критеріїв моніторингу, як критеріїв безпеки стану ґрунтів, проведено паспортизацію ґрунтів і картографування досліджуваних заповідних територій. Дані картографування рекомендовано для планування короткострокових прогнозів щодо процесів міграції і акумуляції ГАН і ВМ у

довкіллі і майбутнього стану досліджуваних і прилеглих територій. Результати дослідження впроваджені у системі екологічного менеджменту, а також у навчальному процесі.

**ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ**

1. Ляшко І. І. Проблеми розвитку системи моніторингу довкілля / І. І. Ляшко, О. М. Єременко // Проблеми інноваційного розвитку економіки. – Дніпропетровськ: Видавничий дім «Гельветика», 2014. – ч. 2. – С. 46–49.
2. Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды / Израэль Ю. А. – Ленинград: Гидрометеоиздат, 1979. – 376 с.
3. СТ ИСО 4225-80 Качество воздуха. Общие положения: словник.
4. Клименко М.О. Моніторинг довкілля / Клименко М.О., Прищеп А.М., Вознюк Н.М. – К.: Видавничий центр «Академія», 2006. – 360 с.
5. Про затвердження Положення про державний моніторинг навколишнього природного середовища / постанова Кабінету міністрів України від 23.09.1993 року, № 785. – К.: 1993. Втратила чинність.
6. Положення про Міжвідомчу комісію з питань моніторингу довкілля / постанова Кабінету міністрів України від 17.11.2001 року, № 1551. – Офіційний вісник України (від 07.12.2001). – 2001. – № 47, – С. 101, стаття 2095.
7. Ємець М.А. Сучасні системи екологічного моніторингу та ефективність їх функціонування / М.А. Ємець. // Екологія і природокористування. – 2008. – Вип. 11. – С. 159–169.
8. Погребенник В. Екологічний моніторинг: концепції, принципи, системи / В. Погребенник, М. Мельник, М. Бойчук // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2005. – № 65. – С. 164–171.
9. Ільків Л.А. Екологічний моніторинг в Україні: сучасний стан і перспективи розвитку / Л.А. Ільків // Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. – 2011. – С. 1–9.
10. Левич А.П. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга / Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н. – М.: НИА «Природа», 2004. – 271 с.

11. Васюков А.Е. Химические аспекты экологической безопасности поверхностных водных объектов / А.Е. Васюков, А.Б. Бланк. – Харьков: «Институт монокристаллов», 2007. – 256 с.
12. Мельничук П.А. Мониторинг экологического состояния как условие охраны и возрождения водных ресурсов / П.А. Мельничук // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2003. – № 5. – С. 54–56.
13. Левич А.П. Экологический контроль окружающей среды по данным биологического и физико-химического мониторинга природных объектов / А.П. Левич, Н.Г. Булгаков, Д.В. Рисник, Е.С. Милько // Компьютерные исследования и моделирование. – 2010. – т. 2, № 2. – С. 199–207.
14. Хлобистов Є.В. Організаційні, інституційні та нормативні аспекти забезпечення екологічної безпеки (на прикладі аварійних забруднень р. Тиси у Закарпатській області) / Є.В. Хлобистов // Вісник Сумського національного аграрного університету. Сер.: Економіка і менеджмент. – 2004. – № 9 (68). – С. 208–217.
15. Gilbert R.O. Statistical methods for Environmental Pollution Monitoring / Gilbert R.O. – New York: J. Wiley & Sons, Inc., 1987. – 321 p.
16. Глазовская М.А. Ландшафтно-геохимические основы фонового мониторинга природной среды / М.А. Глазовская, Н.С. Касимов – М: Наука, 1989. – 263 с.
17. Погребенник В.Д. Фоно́вий екологічний моніторинг України: програма, структура та принципи організації / Погребенник В.Д.// Нетрадиційні енергоресурси та екологія України. – К.: Манускрипт, 1996. – С. 126–131.
18. Золотов Ю.А. Об общей методологии аналитического контроля объектов окружающей среды / Ю.А. Золотов // Журнал аналитической химии. – 2010. – т. 65, № 3. – С. 227–228.
19. Сталинский Д.В. Неопределенность измерений химического состава объектов окружающей природной среды. Методы выражения и оценивания / Д.В. Сталинский, С.В. Спирина, В.Ю. Спирин // Экология и промышленность. – 2009. – № 2. – С. 76–84.

20. Майстренко В.Н. Аналитический контроль объектов окружающей среды в Российской Федерации / В.Н. Майстренко, В.И. Сафарова // Журнал аналитической химии. – 2011. – т. 66, № 11. – С. 1218-1227.
21. Кулич І.Б. Передумови та підходи до розвитку туристичної діяльності на Закарпатті / І.Б. Кулич // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Економіка. – 2014. – Вип. 1 (42). – С. 257–260.
22. Екологічний паспорт Закарпатської області. – Ужгород: Державне управління охорони навколишнього середовища в Закарпатській області, 2013. – 91 с., (<http://www.menr.gov.ua/protection/protection1/zakarpatska>).
23. Звіт про стан навколишнього природного середовища Закарпатської області за 2012 рік. – Ужгород: Державне управління охорони навколишнього середовища в Закарпатській області, 2013. – 118 с., ([http://www.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/regionalni/rehionalni-dopovidi-u-2012-rotsi/Zakarpattya\\_2012.pdf](http://www.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/regionalni/rehionalni-dopovidi-u-2012-rotsi/Zakarpattya_2012.pdf))
24. Лавний В.В. Праліси Закарпаття – світова цінність, яка потребує державної охорони / В.В. Лавний, М.В. Заяць // Наукові праці лісівничої академії наук України. – 2007. – № 5. – С. 74–77.
25. Українська енциклопедія лісництва. У двох томах / [за ред. С.А. Генсірука]. – Львів, 1999. – т. 1. – 464 с.; 2007. – т. 2. – 470 с.
26. Стойко С.М. Сторіччя створення пралісових резерватів в Українських Карпатах / С.М. Стойко, В.О. Копач – Львів: Простір-М, 2012. – 61 с.
27. Парпан Т.В. Структура і відновлення ялиново-ялицево-букових пралісів Українських Карпат / Т.В. Парпан // Науковий вісник НЛТУ України. – 2010. – Вип. 20.9. – С. 60 – 66.
28. Гамор А.Ф. Порівняльний аналіз флористичного складу постійних пробних площ в букових пралісах Українських Карпат та господарських бучин Швейцарських Альп / А.Ф. Гамор // Наукові записи Державного природознавчого музею. – 2004. – т. 20. – С. 115–121.
29. Гамор Ф.Д. Природоохоронні території і сталий розвиток Карпат / Ф.Д. Гамор // Екологічні науки. – 2012. – (1). – С. 147–153.

30. Войтків П. Роль лісу у формуванні властивостей буроземів Українських Карпат / П. Войтків // Вісник Львівського університету. Серія географічна. – 2011. – Вип. 29. – С. 52–62.
31. Бродович Ю. Сучасний стан та шляхи оптимізації процесів відтворення букових лісів на південному мегасхилі Карпат / Ю. Бродович, В. Гудима, Р. Бродович, Ю. Кацуляк // Вісник Прикарпатського національного університету ім. В. Стефаника. Серія Біологія. – 2007. – Вип. VII-VIII. – С. 218–221.
32. Сухарев С.Н. Сорбционно-атомно-абсорбционное определение тяжелых металлов в природных водах / С.Н. Сухарев // Химия и технология воды. – 2012. – т. 34, № 4. – С. 320–328.
33. Папарига П.С. Геохімічна специфіка підземних вод у зоні Рахівсько-Тисенського глибинного розлому в межах населених пунктів Свидовецького та Мармароського масивів Карпатського біосферного заповідника / П.С. Папарига // Природа Західного Полісся та прилеглих територій. – 2012. – № 9. – С. 30–35.
34. Козловський В. Важкі метали у ґрунтах та рослинах заплави ріки Тиса / В. Козловський, Н. Романюк, О. Терек, І. Чонка, О. Колесник, Ш. Болаші, Н. Бойко // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – 2005. – Вип. 40. – С. 35–50.
35. Генік В.Я. Фізико-хімічні властивості ґрунтів приполонинних букових пралісів Боржави Українських Карпат / В.Я. Генік // Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи). – 2012. – т. 4, Вип. 1. – С. 20–23.
36. Грабовський В.А. Особливості забруднення  $^{137}\text{Cs}$  ґрунтів, рослин і грибів Українських Карпат / В.А. Грабовський, О.С. Дзендзелюк, А.В. Трофімук // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Фізика. – 2014. – № 35. – С. 103–108.
37. Грабовський В.А. Радіологічне забруднення ґрунтів Карпат / В.А. Грабовський, О.С. Дзендзелюк, А.В. Трофімук // Вісник Львівського університету. Серія фізична. – 2008. – Вип. 42. – С. 182–187.

38. Парлаг О.О. Вміст гамма-активних радіоізотопів в донних відкладеннях малих річок гірських районів Закарпаття / О.О. Парлаг, В.Т. Маслюк, В.М. Бузаш, С.Ю. Чундак, І.С. Потокі // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Хімія. – 2005. – Вип. 13-14. – С. 180–185.
39. Gnerre R. Concentrazioni di metalli pesanti (Cr, Zn, Cu, Pb, Ni, As, Cd, e Hg) nei sedimenti dello di Vaine (Francia) / R. Gnerre, A. Accornero // Ann. Fac. sci. e technol. – 2004. – P. 7–16.
40. Будников Г.К. Тяжелые металлы в экологическом мониторинге водных систем / Г.К. Будников // Соросовский образовательный журнал. – 1998. – №. 5. – С. 23–29.
41. Беззапонная О.В. Прогноз содержания тяжелых металлов в поверхностных водных объектах / О.В. Беззапонная, А.Н. Попов // Вод. х-во России. Проблемы, технологии, управление. – 2004. – № 5. – С. 467–484.
42. Риженко Н.О. Біокумуляція Pb, Cd, Zn, Cu при імпакті забрудненні – екотоксикологічний критерій якості довкілля / Н.О. Риженко // Екологічні науки. – 2012. – (1). – С. 46–55.
43. Veeken A. Sources of Cd, Cu, Pb and Zn in biowaste / A. Veeken, B. Hamelers // Science of The Total Environment. – 2002. – V. 300, № 1-3. – P. 87–98.
44. Гончарук В. Роль хімічних форм радіонуклідів у прогнозуванні їхньої поведінки в довкілля / В.Гончарук, Г. Пшинко // Вісник НАН України. – 2011. – № 10. – С. 3–17.
45. Пшинко Г.М. Наукові засади прогнозування поведінки радіонуклідів в довкіллі та дезактивація об'єктів природного середовища: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. хім. наук: спец. 21.06.01 «Екологічна безпека» / Г.М. Пшинко. – К., 2010. – 36 с.
46. Бахур А.Е. Научно-методические основы радиозэкологической оценки геологической среды: автореф. дисс. на соискание науч. степени докт. геол.-мин. наук: спец. 25.00.36 «Геозэкология» / Бахур А.Е. – М., ФГУП «ВИМС», 2008. – 48 с.

47. Геохимия окружающей среды / [Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др.]. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
48. Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов I-IV групп / [под ред. В.А. Филова]. – Л.: Химия, 1988. – 512 с.
49. Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов V-VIII групп / [под ред. В.А. Филова]. – Л.: Химия, 1989. – 592 с.
50. Lars Jarup. Hazards of heavy metal contamination / Lars Jarup // *British Medical Bulletin*. – 2003. – V.68, № 1. – P. 167–182.
51. Xiangdong Li. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong / Xiangdong Li, Chi-sun Poon, Pui Sum Liu // *Appl. Geochem.* – 2001. – V. 16, № 11-12. – P. 1361–1368.
52. Martin M.H. Biological monitoring of heavy metal pollution: Land and air / M.H. Martin, P.J. Coughtrev. – London: Applied Science Publishers, 1982. – 475 p.
53. Facchinelli A. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soil / A. Facchinelli, E. Sacchi, L. Mallen // *Environmental Pollution*. – 2001. – V. 114, № 3. – P. 313–324.
54. Moor J.V. Heavy metals in natural waters. Applied monitoring and impact assessment / J.V. Moor, S. Ramamoorthy. – New York et al.: Springer-Verlag, 1984 – 268 p.
55. Salomons W. Heavy metals: Problems and solutions / W. Salomons, U. Forstner, P. Mader. – Berlin [et al.]: Springer, 1995. – 412 p.
56. Старков В.Д. Радиационная экология / В.Д. Старков, В.И. Мигунов. – Тюмень: ФГУ ИПП «Тюмень», 2003. – 304 с.
57. Serpil Aközcan. Seasonal variation of the concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in sediment, sea water, and some organisms collected from Izmir Bay and Didim / Serpil Aközcan, Aysun Uğur Görgün, Ayhan Yüksel // *Toxicological & Environmental Chemistry*. – 2014. – V. 94, № 2. – P. 183–191.
58. Караваева Е.Н. Техногенные радионуклиды в почвенно-растительном покрове в районе Белоярской АЭС / Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская,



- И.В. Молчанова, А.В. Трапезников // Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – № 1. – С. 17–22.
59. Сухоруков Ф.В. Техногенные радионуклиды в окружающей среде Западной Сибири (источники и уровни загрязнения) / Ф.В. Сухоруков, И.Н. Маликова, В.М. Гавшин, С.И. Ковалев и др. // Сибирский экологический журнал. – 2000. – т. 7, № 1. – С. 31–38.
60. Геохімія техногенних радіонуклідів / [під ред. Е.В. Соботович, Г.М. Бондаренко]. – К.: Наукова думка, 2002. – 333 с.
61. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Державні гігієнічні нормативи. – К.: Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. – 121 с.
62. Jurate Kumpiene. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review / Jurate Kumpiene, Anders Lagerkvist, Christian Maurice // Waste Management. – 2008. – V. 28, № 1. – P. 215–225.
63. Blaser P. Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils / P. Blaser, Zimmermann S., J. Luster, W. Shotyk // Science of The Total Environment. – 2000. – V. 249, № 1-3. – P. 257–280.
64. Ying Lu. Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China / Ying Lu, Zitong Gong, Ganlin Zhang, Wolfgang Burghardt // Geoderma. – 2003. – V. 115, № 1-2. – P.101–111.
65. McBride M.B. Reactions Controlling Heavy Metal Solubility in Soils / M.B. McBride // Advances in Soil Science. – 1989. – V. 10. – P. 1–56.
66. Tipping E. The solid–solution partitioning of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) in upland soils of England and Wales / E. Tipping, J. Rieuwerts, Pan G., M.R. Ashmore and other // Environmental Pollution. – 2003. – V. 125, № 2. – P. 213–225.
67. Гнатів П.С. Накопичення важких металів в ґрунті та зольність листків деревних рослин насаджень міста Львова / П.С. Гнатів, І.І. Коршиков // Промышленная ботаника. – 2006. – Вып. 6. – С. 28–34.

68. Козловський В.І. Важкі метали в екосистемах техногенно порушених територій Яворівського родовища сірки (Передкарпаття) / В.І. Козловський // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – 2009. – Вип. 25. – С. 99–110.
69. Alexander P.D. Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables / P.D. Alexander, B.J. Alloway, A.M. Dourado // *Environmental Pollution*. – 2006. – V. 144, № 3. – P. 736–745.
70. Stoltz E. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings / E. Stoltz, M. Greger // *Environmental and Experimental Botany*. – V. 47, № 3. – P. 271–280.
71. Joonki Yoon. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site / Joonki Yoon, Xinde Cao, Qixing Zhou, Lena Q. Ma // *Science of The Total Environment*. – 2006. – V. 368, № 2-3. – P. 456–464.
72. Anna-Maj Balsberg Pålsson. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants / Anna-Maj Balsberg Pålsson // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 1989. – V. 47, № 3-4. – P. 287–319.
73. Rajesh Kumar Sharma. Heavy metal (Cu, Zn, Cd and Pb) contamination of vegetables in urban India: A case study in Varanasi / Rajesh Kumar Sharma, Madhoolika Agrawal, Fiona M. Marshall // *Environmental Pollution*. – 2008. – V. 154, № 2. – P. 254–263.
74. Królak E. Accumulation of Zn, Cu, Pb and Cd by Dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) in Environments with Various Degrees of Metallic Contamination / E. Królak // *Polish J. of Environ. St.* – 2003. – V. 12, № 6. – P. 713–721.
75. Галатова Е.А. Содержание тяжелых металлов в донных отложениях / Е.А. Галатова // *Аграрный вестник Урала*. – 2008. – № 8 (50). – С. 82–83.
76. Манихин В.И. Растворенные и подвижные формы тяжелых металлов в донных отложениях пресноводных экосистем / В.И. Манихин, А.М. Никаноров – СПб.: Гидрометеоиздат, 2001. – 182 с.
77. Овсяный Е.И. Распределение тяжелых металлов в поверхностном слое донных осадков Севастопольской бухты (Черное море) / Е.И. Овсяный,

А.С. Романов, О.Г. Игнатъева // Морський екологічний журнал. – 2003. – № 2, т. II. – С. 85–93.

78. Папина Т.С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода–взвешенное вещество–донные отложения речных экосистем: анализ. обзор / Папина Т.С. – Новосибирск: Изд-во ГПНТБ СО РАН, 2001. – 58 с. – (Сер. Экология. Вып. 62).

79. Осадчий В.І. Закономірності розподілу важких металів у донних відкладах водойми-охолоджувача Запорізької АЕС / В.І. Осадчий, Н.М. Мостова, Л.О. Чернишова // Наукові праці УкрНДГМІ. – 2008. – Вип. 257. – С. 126–145.

80. Белоконов В.Н. Содержание тяжелых металлов, органических веществ и соединений биогенных элементов в донных отложениях Дуная / В.Н. Белоконов, Я.И. Басс // Водные ресурсы. – 1993. – т. 20, № 4. – С. 469–479.

81. Алехина Т.Н. Тяжелые металлы в донных осадках рек промышленных регионов / Т.Н. Алехина, А.А. Бобко, И.Н. Малахов // Довкілля і здоров'я. – 2007. – № 3. – С. 9–13.

82. Гапеева М.В. Локализация и распределение тяжелых металлов в донных отложениях водохранилищ Верхней Волги / М.В. Гапеева, В.В. Законнов, А.А. Гапеев // Водные ресурсы. – 1997. – т. 24, № 2. – С. 174–180.

83. Иванов Д.В. Региональные фоновые концентрации металлов в донных отложениях озер Республики Татарстан / Д.В. Иванов, И.И. Зиганшин, Е.В. Осмелкин // Ученые записки Казанского университета. Серия Естественные науки. – 2010. – т. 152, кн. 1. – С. 185–191.

84. Mustafa Canli. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species / Mustafa Canli, Gülüzar Atli // Environmental Pollution. – 2003. – V. 121, № 1. – P. 129–136.

85. Xiangdong Li. Chemical Forms of Pb, Zn and Cu in the Sediment Profiles of the Pearl River Estuary / Xiangdong Li, Zhenguo Shen, Onyx W.H Wai, Yok-Sheung Li // Marine Pollution Bulletin. – 2001. – V. 42, № 3. – P. 215–223.

86. Balistrieri L.S. The adsorption of Cu, Pb, Zn, and Cd on goethite from major ion seawater / L.S. Balistrieri, J.W. Murray // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 1982. – V. 46, № 7. – P. 1253–1265.
87. Martin J.M. Preliminary assessment of the distributions of some trace elements (As, Cd, Cu, Fe, Ni, Pb and Zn) in a pristine aquatic environment: The Lena River estuary (Russia) / J.M. Martin, D.M. Guan, F. Elbaz-Poulichet, A.J. Thomas, V.V. Gordeev // *Marine Chemistry*. – 1993. – V. 43, № 1-4. – P. 185–199.
88. Yap C.K. Correlations between speciation of Cd, Cu, Pb and Zn in sediment and their concentrations in total soft tissue of green-lipped mussel *Perna viridis* from the west coast of Peninsular Malaysia / C.K. Yap, A. Ismail, S.G. Tan, H. Omar // *Environment International*. – 2002. – V. 28, № 1-2. – P. 117–126.
89. Hamilton R.S. Levels and physico-chemical associations of Cd, Cu, Pb and Zn in road sediments / R.S. Hamilton, D.M. Revitt, R.S. Warren // *Science of The Total Environment*. – 1984. – V. 33, № 1-4. – P. 59–74.
90. Гуменюк Г.Б. Розподіл важких металів у системі вода-донні відкладення річки Дністер у зимовий період / Г.Б. Гуменюк., Ю.Т. Федорчак, І.І. Кужда // *Агроекологічний журнал*. – 2008. – №. 4. – С. 62–65.
91. Lim B. Solubilities of Al, Pb, Cu, and Zn in rain sampled in the marine environment over the North Atlantic Ocean and Mediterranean Sea / B. Lim, T.D. Jickells, J.L. Colin, R. Losno // *Global Biogeochemical Cycles*. – 1994. – V. 8, № 3. – P. 349–362.
92. Yap C.K. Heavy metal (Cd, Cu, Pb and Zn) concentrations in the green-lipped mussel *Perna viridis* (Linnaeus) collected from some wild and aquacultural sites in the west coast of Peninsular Malaysia / C.K. Yap, A. Ismail, S.G. Tan // *Food Chemistry*. – 2004. – V. 84, № 4. – P. 569–575.
93. Tack F.M.G. Leaching behaviour of Cd, Cu, Pb and Zn in surface soils derived from dredged sediments / F.M.G. Tack, S.P. Singh, M.G. Verloo // *Environmental Pollution*. – 1999. – V. 106, № 1. – P. 107–114.
94. Morgan J.E. The accumulation of metals (Cd, Cu, Pb, Zn and Ca) by two ecologically contrasting earthworm species (*Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea*

- caliginosa*): implications for ecotoxicological testing / J.E. Morgan, A.J. Morgan // Applied Soil Ecology. – 1999. – V. 13, № 1. – P. 9–20.
95. Isabel Ca çador. Accumulation of Zn, Pb, Cu, Cr and Ni in Sediments Between Roots of the Tagus Estuary Salt Marshes, Portugal / Isabel Ca çador, Carlos Vale, Fernando Catarino // Estuarine, Coastal and Shelf Science. – 1996. – V. 42, № 3. – P. 393–403.
96. Na Zheng. Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn, and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables / Na Zheng, Qichao Wang, Dongmei Zheng // Science of The Total Environment. – 2007. – V. 383, № 1-3. – P. 81–89.
97. Laskowski R. Accumulation of Zn, Cu, Pb and Cd in the garden snail (*Helix aspersa*): Implications for predators / R. Laskowski, Stephen P. Hopkin // Environmental Pollution. – 1996. – V. 91, № 3. – P. 289–297.
98. Alina Kabata-Pendias. Soil–plant transfer of trace elements – an environmental issue / Alina Kabata-Pendias // Geoderma. – 2004. – V. 122, № 2-4. – P. 143–149.
99. Ситник Ю.М. Еколого-токсикологічна характеристика Чорного Великого озера Шацького національного природного парку / Ю.М. Ситник, П.Г. Шевченко, Ю.М. Забитівський // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – 2007. – Вип. 43. – С. 13–26.
100. Thomas A. D. A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae / A.D. Thomas, B. Volesky, A. Mucci // Water Research. – 2003. – V. 37, № 18. – P. 4311–4330.
101. Xuan Li. Effect of cadmium in the soil on growth, secondary metabolites and metal uptake in *Salvia miltiorrhiza* / Xuan Li, Sheng Wang, Lanping Guo, Luqi Huang // Toxicological & Environmental Chemistry. – 2013. – V. 95, № 9. – P. 1525–1538.
102. Hülya Karadede Akın. Cadmium accumulation by green algae *Cladophora glomerata* (L.) Kutz. (Chlorophyta) in presence of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) / Hülya Karadede Akın, Erhan Ünlü // Toxicological & Environmental Chemistry. – 2013. – V. 95, № 9. – P. 1565–1571.

103. Ha Thu Le. Cd, Pb, and Cu in water and sediments and their bioaccumulation in freshwater fish of some lakes in Hanoi, Vietnam / Ha Thu Le, Huong Thi Thuy Ngo // *Toxicological & Environmental Chemistry*. – 2013. – V. 95, № 8. – P. 1328–1337.
104. Halim Avci. Trace metals in vegetables grown with municipal and industrial wastewaters / Halim Avci // *Toxicological & Environmental Chemistry*. – 2012. – V. 94, № 6. – P. 1125–1143.
105. Sahar Mohammadnabizadeh. Concentrations of Cd, Ni, Pb, and Cr in the two edible fish species *Liza klunzingeri* and *Sillago sihama* collected from Hara biosphere in Iran / Sahar Mohammadnabizadeh, Alireza Pourkhabbaz, Reza Afshari, Mohsen Nowrouzi // *Toxicological & Environmental Chemistry*. – 2012. – V. 94, № 6. – P. 1144–1151.
106. Некос А.Н. Спільності і відмінності у накопиченні важких металів в рослинній продукції на території країн, розташованих у різних географічних поясах / А.Н. Некос // *Людина і довкілля. Проблеми неоекології*. – 2009. – № 2 (13). – С. 43–49.
107. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико–химические механизмы и моделирование / Прохоров В.М. [под ред. Р.М. Алексахина]. – М.: Энергоатомиздат, 1981. – 98 с.
108. Куликов И.В. Радиоэкология почв растительных покровов / Куликов И.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. – Свердловск: АН СССР, 1990. – 187 с.
109. Криволицкий Д.А. Проблемы устойчивого развития и экологическая индикация земель радиоактивного загрязнения / Д.А. Криволицкий // *Экология*. – 2000. – № 4. – С. 257–262.
110. Пшинко Г.Н. Влияние природной модификации поверхности глинистых компонентов почв на сорбцию U(VI) в присутствии комплексообразующих реагентов / Г.Н. Пшинко, А.А. Боголепов, С.А. Кобец, В.В. Гончарук // *Доп. НАН України*. – 2009. – № 5. – С. 160–167.
111. Романчук Л.Д. Особливості накопичення  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунтах Українського Полісся у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС / Л.Д. Романчук // *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. – 2012. – № 3. – С. 72–75.

112. Бондарьков М.Д. Изучение вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{125}\text{Sb}$  в почве / М.Д. Бондарьков, Н.П. Донец, В.А. Желтоножский, Е.Д. Стукин, А.В. Чупов // Атомна енергетика і промисловість в Україні. – 1999. – № 2. – С. 32–34.
113. Бондарьков М.Д. Дослідження Чорнобильських випадань  $^{137}\text{Cs}$  поблизу 30-км зони ЧАЕС / М.Д. Бондарьков, В.О. Желтоножський, К. Мюк, А.В. Чупов // Український радіологічний журнал. – 2001. – № 3. – С. 317–321.
114. Грабовський В.А. Радіоекологічний моніторинг Шацького національного природного парку (Волинська область) / В.А. Грабовський, О.С. Дзензелюк, Г.З. Дуцяк, І.М. Катеренчук // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2006. – № 5. – С. 70–74.
115. Papp Z. Measurement of the radioactivity of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  in soil using direct Ge(Li)  $\gamma$ -ray spectrometry / Z. Papp, Z. Dezső, S. Daróczy // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 1997. – V. 222, № 1-2. – P. 171–176.
116. Karakelle B. Natural radioactivity in soil samples of Kocaeli basin, Turkey / B. Karakelle, N. Öztürk, A. Köse, A. Varinlioğbrevelu, A.Y. Erkol, F. Yilmaz // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2002. – V. 254, № 3. – P. 649–651.
117. Chakrabarty A. Occurrences of NORMS and  $^{137}\text{Cs}$  in soils of the Singhbhum region of Eastern India and associated Radiation Hazard / A. Chakrabarty, R.M. Tripathi, V.D. Puranik // Radioprotection. – 2009. – V. 44, № 1. – P. 55–68.
118. Aközcan S. Annual effective dose of naturally occurring radionuclides in soil and sediment / S. Aközcan // Toxicological & Environmental Chemistry. – 2014. – V. 96, Issue 3. – P. 379–386.
119. Rohit Mehra.  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  and  $^{40}\text{K}$  analysis in soil samples from some areas of Malwa region, Punjab, India using gamma ray spectrometry / Rohit Mehra, Surinder Singh, Kulwant Singh, Rajendra Sonkawade // Environmental Monitoring and Assessment. – 2007. – V. 134, № 1-3. – P. 333–342.
120. Rohit Mehra. Analysis of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  and  $^{40}\text{K}$  in soil samples for the assessment of the average effective dose / Rohit Mehra, Surinder Singh, Kulwant Singh // Indian Journal of Physics. – 2009. – V. 83, № 7. – P. 1031–1037.

121. Tsikritzis L.I. Chemometry of the distribution and origin of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in the soil near the lignite fired plants of West Macedonia (Greece) / L.I. Tsikritzis // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2004. – V. 261, № 1. – P. 215–220.
122. Болсуновский А.Я. Радиоэкологический мониторинг реки Енисей и цитогенетические характеристики водного растения *Elodea Canadensis* / А.Я. Болсуновский, Е.Н. Муратова, А.Г. Суковатый и др. // *Радиационная биология. Радиэкология*. – 2007. – т. 47, № 1. – С. 63–73.
123. Marčiulionienė D. Technogeninių radionuklidų akumuliacija Ignalinos AE aplinkoje / D. Marčiulionienė, D. Kiponas, D. Hansen // *Ekologija (Vilnius)*. – 2001. – № 1. – P. 52–59.
124. Djuric G. Activity variations and concentration factors for natural radionuclides in a “soil-plant-honey” system / G. Djuric, D. Popovic, D. Todorovic // *Environment International*. – 1996. – V. 22, № 1. – P. 361–363.
125. Булавик И.М. Миграция радионуклидов в лесных экосистемах / И.М. Булавик, А.Н. Переволоцкий // *Лес и Чернобыль* [под ред. Ипатьева В.А]. – Минск: МНПП «Стенер», 1994. – С. 7–42.
126. Булавик И.М. Особенности накопления  $^{137}\text{Cs}$  сосновыми насаждениями / И.М. Булавик, А.Н. Переволоцкий, А.З. Гайдуль // *Лесная наука на рубеже XXI века: сб. науч. трудов ИЛ НАН Беларуси*. – Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 1997. – Вып. 46. – С. 408–412.
127. Martinez T.  $^{40}\text{K}$  activities and potassium concentrations in tobacco samples of Mexican cigarettes / T. Martinez, M. Navarrete, L. Cabrera, F. Juárez, A. Ramos, K. Vazquez // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2007. – V. 273, № 3. – P. 569–572.
128. Egorov V.N. Estimation and prediction of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  outflow from the Black Sea via the Bosphorus Strait after the NPP Chernobyl accident / V.N. Egorov, G.G. Polikarpov, N.A. Stokozov, N.Yu. Mirzoyeva // *Мор. экол. журн.* – 2005. – т. IV, № 4. – С. 33–41.



129. Булавик И.М. Накопление Cs-137 в пищевой продукции леса / И.М. Булавик, А.Н. Переволоцкий // Проблемы экологии леса и лесопользования на Полесье Украины: сб. научн. трудов Полесской АЛНИС. – Житомир: Волинь, 1996. – Вып. 1. – С. 31–35.
130. Adam Khatir Sam. Radioactivity levels in the Red Sea coastal environment of Sudan / Adam Khatir Sam, Mustafa M.O. Ahamed, F.A.El Khangi, Y.O El Nigumi, Elis Holm // *Marine Pollution Bulletin*. – 1998. – V. 36, № 1. – P. 19–26.
131. Страховенко В.Д. Закономерности распределения радионуклидов и редкоземельных элементов в донных отложениях озер Сибири / В.Д. Страховенко, Б.Л. Щербов, И.Н. Маликова, Ю.С. Восель // *Геология и геофизика* – 2010. – т. 51, № 11. – С.1501–1514.
132. Бураева Е.А. Радиоэкологический мониторинг водных экосистем района Ростовской АЭС / Е.А. Бураева // *Глобальная ядерная безопасность*. – 2012. – Спецвыпуск (3). – С. 83–92.
133. Zare M.R.  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  and  $^{137}\text{Cs}$  activity concentrations in marine sediments along the northern coast of Oman Sea using high-resolution gamma-ray spectrometry / M.R. Zare, M. Mostajaboddavati, M. Kamali, M.R. Abdi, M.S. Mortazavi // *Marine Pollution Bulletin*. – 2012. – V. 64, № 9. – P. 1956–1961.
134. Крышев А.И. Радиоэкологическая модель переноса  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в речной системе Исеть–Тобол–Иртыш / А.И. Крышев, А.В. Носов // *Известия вузов. Ядерная энергетика*. – 2005. – № 3. – С. 16–25.
135. Povinec P.P. Reference material for radionuclides in sediment IAEA-384 (Fangataufa Lagoon sediment) / P.P. Povinec, M.K. Pham, J.A. Sanchez-Cabeza and ether // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2007. – V. 273, № 2. – P. 383–393.
136. Akhilesh Kumar Yadav. Concentrations of uranium in drinking water and cumulative, age-dependent radiation doses in four districts of Uttar Pradesh, India / Akhilesh Kumar Yadav, Sunil Kumar Sahoo, Swagatika Mahapatra, A. Vinod Kumar, Govind Pandey, Pradyumna Lenka, R.M. Tripathi // *Toxicological & Environmental Chemistry*. – 2014. – V. 94, № 2. – P. 192–200.

137. Мирзоева Н.Ю. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях Черного моря после аварии на Чернобыльской АЭС и его использование в качестве радиотрассера для оценки скорости осадконакопления / Н.Ю. Мирзоева, В.Н. Егоров, Г.Г. Поликарпов // Системы контроля окружающей среды. – 2005. – С. 276–282.
138. Al-Zamel A.Z. Natural radionuclides and  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration in the bottom sediment cores from Kuwait Bay / A.Z. Al-Zamel, F. Bou-Rabee, M. Olszewski, H. Bem // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2005. – V. 266, № 2. – P. 269–276.
139. Зарубин О.Л. Оценка коэффициентов перехода  $^{137}\text{Cs}$  по трофической цепи «Взвеси → Щука» в разных водоемах / О.Л. Зарубин // Ядерная физика та енергетика. – 2007. – № 1 (19). – С. 109 – 114.
140. Страховенко В.Д. Радиоэкологическая оценка сапропелевых отложений малых озер Сибири / В.Д. Страховенко, М.С. Мельгунов, И.Н. Маликова, Ю.С. Восель // «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека»: Материалы IV Международной конференции. Томск, 4-8 июня, 2013 г. – Томск. – 2013. – С. 496–500.
141. Егорова Е.И. Ферментативная активность почв при сочетанном действии гамма-излучения и тяжелых металлов / Е.И. Егорова, С.М. Полякова // Радиационная биологии. Радиоэкология. – 1996. – Вып. 2. – С. 227–233.
142. Щербов Б.Л. Тяжелые металлы и техногенный радионуклид Cs-137 в донных отложениях Телецкого озера / Б.Л. Щербов, Н.В. Андросова, Л.Д. Иванова, Ю.И. Маликов. // Геология и геофизика. – 1997. – т. 38, № 9. – С. 1497–1507.
143. Леонова Г.А. Биогеохимическая характеристика экосистем соляных артемиевых озер Алтайского края / Г.А. Леонова, В.А. Бобров, Ю.И. Маликов, Г.Н. Аношин // «Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде»: Доклады III Международной научно-практической конференции. Семипалатинский гос. пед. институт, 7-9 октября, 2004 г. – Семипалатинск. 2004. – Том 1. – С. 375 – 383.

144. Леонова Г.А. Особенности распределения тяжелых металлов и радионуклидов в биологических объектах озер Ямало-Ненецкого автономного округа / Г.А. Леонова, Г.Н. Аношин // «Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды»: Материалы научной конференции. Минск-Нарочь, 22-26 сентября, 2003 г. – Минск: Изд-во БГУ. – 2003. – С. 40–43.
145. Разанов С. Вміст радіонуклідів і важких металів у продукції бджільництва / С. Разанов // Агроекологічний журнал. – 2009. – №. 1. – С. 9–11.
146. Линник Р.П. Методы исследования сосуществующих форм металлов в природных водах / Р.П. Линник, П.Н. Линник, О.А. Запорожець // Методы и объекты химического анализа. – 2006. – т. 1, № 1. – С. 4–26.
147. Федоренко О.В. Гідроекологічний стан Каховського водосховища / О.В. Федоренко, Н.Б. Осіпова, Т.С. Шарамок, О.М. Маренкова // Питання біоіндикації та екології. – 2010. – т. 15, № 5. – С. 214–222.
148. Клебанов Д.О. Оцінка виносу сполук важких металів водами р. Дунай у сучасний період / Д.О. Клебанов, Н.М. Осадча // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2012. – Вип. 263. – С. 131–151.
149. Темерев С.В. Тяжелые металлы – индикаторы состояния реки Оби / Темерев С.В., Савкин В.М. // Химия в интересах устойчив. развития. – 2004. – № 5. – С. 569–580.
150. Игнатъева О. Г. Загрязнение седиментов Севастопольской бухты тяжелыми металлами / О. Г. Игнатъева, Е. И. Овсяный, А.С. Романов // Геополитика и экогеодинамика регионов. – 2005. – Вып. 1. – С. 92–95.
151. Зубко О.В. Вплив різних чинників на міграцію Zn та Pb в системі «донні відклади – вода» / О.В. Зубко, П.М. Линник // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2004. – Вип. 253. – С. 205–218.
152. Леонова Г.А. Ландшафтно-геохимические особенности распределения тяжелых металлов в биоте и донных отложениях водных экосистем озер Алтайского края / Г.А. Леонова, Г.Н. Аношин, В.А. Бычинский и др. // Геология и геофизика. – 2002. – т. 43, №. 12. – С. 1080–1092.

153. Гузієнко А.І. Оцінка основних джерел надходження важких металів в донних відкладах водосховищ / А.І. Гузієнко, Н.М. Осадча // Геополітика и екогеодинамика регионів. – 2014. – т. 10, № 1. – С. 484–489.
154. Жовінський Е.Я. Важкі метали у ґрунтах Поліського заповідника / Е.Я. Жовінський, А.І. Самчук, В.Й. Манічев, Г.В. Петріченко // Мінералогічний журнал. – 2004. – т. 26, № 2. – С. 47–53.
155. Жовінський Е.Я. Важкі метали у ґрунтах заповідних зон України / Е.Я. Жовінський, О.С. Кураєва, А.І. Самчук та ін. – К.: Логос, 2005. – 104 с.
156. Пуховский А.В. Определение доступных форм тяжелых металлов в почве методами РФА и ICP-MS / А.В. Пуховский, Т.Ю. Пуховская, Дунсин Чжоу, М. Ляйтерер, Г. Кислинг, К. Энглер // Плодородие. – 2005. – № 1. – С. 30–31.
157. Водяницкий Ю.Н. Соединения As, Pb и Zn в загрязненных почвах (по данным EXAFS-спектроскопии): обзор литературы / Ю.Н. Водяницкий // Почвоведение. – 2006. – № 6. – С. 681–691.
158. Цветкова Н.М. Техногенні аномалії важких металів у ґрунтах урболандшафтів степового Придніпров'я (на прикладі м. Дніпродзержинська) / Н.М. Цветкова, Т.К. Клименко // Ґрунтознавство. – 2005. – т. 6, № 1–2. – С. 45–52.
159. Галецкий Л.С. Региональный эколого-геохимический анализ влияния тяжелых металлов промышленных отходов на состояние окружающей среды Украины / Л.С. Галецкий, Т.М. Егорова // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2008. – № 5. – С. 10–14.
160. Сараненко І.І. Біогеохімічні аномалії накопичення важких металів у ґрунтах промислових центрів (на прикладі м. Кременчука) / І.І. Сараненко // Ґрунтознавство. – 2005. – т. 6, № 1–2. – С. 62–66.
161. Савосько В.Н. Ассоциации тяжелых металлов в почвах Криворожского железорудного региона / В.Н. Савосько // Ґрунтознавство. – 2010. – т. 11, № 1–2. – С. 85–90.
162. Ильин В.Б. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области / В.Б. Ильин, А.И. Сысо. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. – 229 с.

163. Самохвалова В.Л. Тяжелые металлы как фактор техногенного воздействия на почвенные микроорганизмы / В.Л. Самохвалова, А.И. Фатеев // Грунтознавство. – 2006. – т. 7, № 1–2. – С. 88–95.
164. Паньків З. Забруднення важкими металами ґрунтів міста Бурштин Івано-Франківської області / З. Паньків // Вісник Львівського університету. Серія географічна. – 2007. – Вип. 34. – С. 189–192.
165. Савосько В.М. Гидротехногенное накопление подвижных форм тяжелых металлов в почвах Кривбаса / В.М. Савосько // Грунтознавство. – 2003. – т. 4, № 1–2. – С. 105–109.
166. Козловський В.І. Важкі метали в ґрунтах техногенних ландшафтів родовищ самородної сірки Передкарпаття (Україна) / В.І. Козловський // Грунтознавство. – 2008. – т. 9, № 3–4. – С. 101–107.
167. Риженко Н.О. Екотоксикологічна оцінка впливу забруднення Cd, Cu, Zn, Pb на ферментативну активність оксидаз дерново-середньопідзолистого ґрунту та чорнозему типового мало гумусного / Н.О. Риженко // Екологічні науки. – 2013. – (4). – С. 24–31.
168. Забруднювачі та їх впливи на екологічно вразливі екосистеми Верхнього Потисся / [за ред. Н. Бойко, Ш. Балаші]. – Ужгород-Ніредьгаза: Вид-во «Bessenyei Gyorgy», 2008. – 380 с.
169. Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України / [за ред. А.І. Фатеева, Я.В. Пашенка]. – Харків: УААН, 2003. – 117 с.
170. Делеган-Кокайко С.В. Аналітичне використання комплексів Al, Ga, In та Sr з гідразидами та гідразонами карбонових кислот: дис. на здобуття наук. ступеня кандидата хім. наук: 02.00.02 / Делеган-Кокайко Світлана Василівна. – Ужгород, ДВНЗ «Ужгородський національний університет», 2012. – 208 с.
171. Александрова О.Н. Построение аналитической модели миграции стронция в слое донных отложений специального промышленного водоема ПО «Маяк» Старое Болото / О.Н. Александрова // Проблемы радиоекологии и пограничных дисциплин. – 2006. – Вып. 9. – С. 243–265.

172. Булгаков А.А. Моделирование накопления Cs-137 и Sr-90 при различном вертикальном распределении радионуклида в почве / А.А. Булгаков, Коноплев А.А., Авила П. // Проблемы екології лісів і лісокористування на Поліссі України. – 2000. – Вип. 1 (7). – С. 61–67.
173. Крышев И.И. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах / И.И. Крышев, Т.Г.Сазыкина – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 152 с.
174. Мамихин С.В. Воспроизведение динамики форм содержания радиоцезия почвы в имитационных моделях наземных экосистем / С.В. Мамихин // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. – 2007. – № 4. – С. 31–35.
175. Мамихин С.В. Имитационная модель поведения  $^{90}\text{Sr}$  в почве и древесном ярусе соснового леса / С.В. Мамихин, М.В. Никулина // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – т. 45, № 4. – С. 218–226.
176. Levine E.R. Forest ecosystem dynamics: linking forest succession, soil process and radiation models / E.R. Levine, K.J. Ranson, J.A. Smith, D.L. Williams, R.G. Knox, H.H. Shugart, D.L. Urban, W.T. Lawrence // Ecol. Modeling. – 1993. – V. 65. – P. 199–208.
177. Dvornik A. Model Forest life and Prediction of Radioactive Contamination of Forests in Belarus / A. Dvornik, T. Zhuchenko // NATO Science Partnership Subseries: 2. Environmental Security. – 1999. – V. 58. – P. 185–194.
178. Show G. The Rife Models of Radionuclide Fluxes In European Forests / G. Show, M. Belli // NATO Science Partnership Subseries: 2. Environmental Security. – 1999. – V. 58. – P. 161–171.
179. Медник И.Г. Модель миграции  $^{90}\text{Sr}$  в молодых березовых и сосновых лесах / И.Г. Медник, Ф.А. Тихомиров, В.М. Прохоров, Р.Т. Карабань // Экология. – 1981. – № 1. – С. 40–45.
180. Ефремов И.В. Математическое моделирование миграции радионуклидов в почвенно-растительных комплексах Оренбуржья / И.В. Ефремов, Н.Н. Рахимова, Е.Г. Ефремова, Е.Э. Савченкова, К.Я. Гафарова // Вестник ОГУ. – 2005. – № 9. – С. 129–133.

181. Криволицкий Д.А. Биоиндикация и экологическое нормирование на примере радиоэкологии / Д.А. Криволицкий, Ф.А. Тихомиров, Е.А. Федоров, Е.Г. Смирнов // Журнал общей биологии. – 1986. – т.47, №4. – С. 468–477.
182. Криволицкий Д.А. Почвенная фауна в экологическом контроле / Криволицкий Д.А. – М.: Наука, 1994. – 267 с.
183. Матвеева И.В. Радиоэкологическая надежность склонной экосистемы / И.В. Матвеева // Ядерна фізика та енергетика. – 2013. – т. 14, № 4. – С. 388–395.
184. Переволоцкий А.Н. Прогнозирование вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лесных почвах Республики Беларуси / А.Н. Переволоцкий, Т.В. Переволоцкая // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2012. – т. 52, № 6. – С. 625–635.
185. Потокі І.С. Моніторинг вмісту природних та техногенних радіонуклідів у місті Ужгород гамма-спектрометричним методом / І.С. Потокі // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Фізика. – 2011. – Вип. 30. – С. 181–187.
186. Парлаг О.О. Склад гамма-активних природних та техногенних компонент поверхневих шарів ґрунту / О.О. Парлаг, В.Т. Маслюк, П.П. Пуга, С.М. Сухарев // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Хімія. – 2001. – Вип. 6. – С. 98–102.
187. Переволоцкий А.Н. Радиационно-экологическая обстановка в лесных биоценозах: динамика, факторы, прогноз (на примере региона аварии Чернобыльской АЭС): автореф. дис. на соискание ученой степени докт. биол. наук: спец: 03.01.01 «Радиобиология» / А.Н. Переволоцкий. □ Обнинск, «ВНИИСРА», 2013. – 38 с.
188. Булавик И.М. Многолетняя динамика накопления  $^{137}\text{Cs}$  в лесной продукции / И.М. Булавик // Тез. докл. Междунар. науч. конф. «Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение среды». – Минск: ИРБ НАНБ, 1998. – С. 161–164.
189. Булавик И.М. О вариабельности накопления  $^{137}\text{Cs}$  сосной обыкновенной / И.М. Булавик, А.Н. Переволоцкий // Известия Национальной академии наук Беларуси. Серия биологических наук. – 2003. – № 1. – С. 24–29.

190. Переволоцкий А.Н. Оценка содержания  $^{137}\text{Cs}$  в лесных грибах и ягодах в зоне штатных выбросов Белорусской АЭС / А.Н. Переволоцкий, Т.В. Переволоцкая // Радиация и риск. – 2013. – т. 22, № 2. – С. 61–65.
191. Булавик И.М. Влияние различных факторов на накопление  $^{137}\text{Cs}$  древесными растениями / И.М. Булавик, А.Н. Переволоцкий // Сборник научных трудов Института леса НАН Беларуси. – 1998. – Вып.49: Проблемы лесоведения и лесоводства. – С. 148–160.
192. Переволоцкий А.Н. Оценка вовлечения  $^{137}\text{Cs}$  в биологический круговорот сосновыми биогеоценозами / А.Н. Переволоцкий, Т.В. Переволоцкая // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2012. – т. 52, № 4. – С. 401–408.
193. Переволоцкая Т.В. О влиянии подтопления на распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лесном биогеоценозе / Т.В. Переволоцкая, И.М. Булавик, А.Н. Переволоцкий // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – т. 49, № 3. – С. 291–301.
194. Булавик И.М. Современное состояние радиоэкологических исследований в лесах / И.М. Булавик, А.Н. Переволоцкий // Лесное и охотничье хозяйство. – 2006. – № 1 – С. 21–23.
195. Переволоцкий А.Н. К вопросу о многолетней динамике мощности дозы внешнего  $\gamma$ -излучения в лесных биогеоценозах / А.Н. Переволоцкий // Радиация и риск. – 2012. – т. 21, № 4. – С. 61–65.
196. Булавик И.М. Многолетняя динамика накопления радионуклидов древесным ярусом лесных фитоценозов / И.М. Булавик, А.Н. Переволоцкий // Сборник научных трудов Института леса НАН Беларуси. – 1998. – Вып.49: Проблемы лесоведения и лесоводства. – С. 126–136.
197. Собченко В.А. Мохообразные как фактор накопления  $^{137}\text{Cs}$  в лесных экосистемах / В.А. Собченко, О.М. Храмченкова, А.Н. Переволоцкий // Известия Гомельского государственного университета. Биология. – 2002. – № 3(12). – С. 21–35.
198. Зарубин О.Л. Количественные характеристики путей поступления  $^{137}\text{Cs}$  в организм карпа (*Cyprinus carpio* (L.)) и канального сома (*Ictalurus punctatus* (Faf.))



водоема-охладителя Чернобыльской АЭС/ О.Л. Зарубин // Гидробиологический журнал. – 2006. – т. 42, № 3. – С. 74–80.

199. Zotina T.A. Bioaccumulation, inter-organ distribution, and retention of waterborne and dietary <sup>241</sup>Am in silver crucian carp / T.A. Zotina, E.A. Trofimova, D.V. Dementyev, A.Y. Bolsunovsky // Toxicological & Environmental Chemistry. – 2014. – V. 94, № 2. – P. 243–254.

200. Указ Президента України № 343/2009 від 21.05.09 року. «О создании национального природного парка «Зачарованный край» / Президент України. – Офіційний вісник України (від 05.06.2009). – 2009. – № 39, – С. 11, стаття 1288.

201. Указ Президента України 29 грудня 2009 року № 1118 «Про розширення території національного природного парку «Синевир» / Президент України. – Офіційний вісник України (від 11.01.2010). – 2009. – № 101, – С. 153, стаття 3516.

202. Електронний ресурс // <http://www.npp-synevir.net.ua>; Електронний ресурс // <http://www.synevyr.karpat.org>.

203. Худинець В.М. Особливості ландшафтної структури парку «Синевир» / В.М. Худинець // Науковий вісник НЛТУ України. – Львів: НЛТУ України. – 2006. – Вип. 16.2. – С. 47–52.

204. Указ Президента України № 1230/99 від 27.09.1999 року «Про створення Ужанського національного природного парку» / Президент України. – Офіційний вісник України (від 15.10.1999). – 1999. – № 39, – С. 34, код акту 11182/1999.

205. Ужанський національний природний парк. Поліфункціональне значення / [за ред. С.М. Стойка]. – Львів: Меркатор, 2008. – 306 с.

206. Електронний ресурс // <http://www.unpp.com.ua>.

207. Долишний М.И. Карпатский рекреационный ресурс / М.И. Долишний, М.С. Нудельман, К.К. Ткаченко и др. – К.: Наукова думка, 1984. – 184 с.

208. Електронний ресурс // <http://www.nppzk.info>.

209. Природа Карпатського регіону України. Серія: Природа рідного краю / [за ред. Г.О. Карпова]. – К.: Інститут екології (ІНЕКО), 1999. – 200 с.

210. Природа Закарпатської області / [за ред. К.І. Геренчука]. – Львів: Вища школа. Вид-во при Львівському університеті, 1981. – 156 с.
211. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб: ГОСТ 17.4.3.01-83. [Введ. 01.07.84]. – М.: Госкомитет СССР по стандартам, 1983. – 4 с.
212. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа: ГОСТ 17.4.4.02-84. – [Введ. 01.01.86]. – М.: Госкомитет СССР по стандартам, 1984. – 9 с.
213. Грунты. Отбор, упаковка, транспортирование и хранение образцов: ГОСТ 12071-2000. – [Введ. 01.07.2001]. – М.: МНТКС, 2001. – 20 с.
214. Якість ґрунту. Відбір проб: ДСТУ 4287:2004. – [Чинний від 01.07.2005.]. – К., Держспоживстандарт України, 2005. – 10 с.
215. Якість ґрунту. Відбір проб: ДСТУ ISO 10381-1 – 10381-4:2004. – [Чинний від 01.04.2006 та 01.09.2007]. – К., Держспоживстандарт України, 2006. – 10 с.
216. Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений валового содержания меди, кадмия, цинка, свинца, никеля, марганца, кадмия и хрома в почвах, донных отложениях, осадках сточных вод и отходах методом пламенной атомно-абсорбционной спектрометрии: ПНД Ф 16.1:2.2:2.3:3.36-02. – [Утвержден 06.08.2002] – М.: 2002. – 21 с.
217. Глушко И.А. Применение инверсионной вольтамперометрии в анализе кислотных вытяжек из почв для определения Cu, Pb и Cd / И.А. Глушко // Вестник Удмуртского университета. Серия: Химия. – 2005. – Вып. 8. – С. 87–98.
218. Организация и проведение наблюдений за содержанием загрязняющих веществ в донных отложениях водных объектов: РД 52.24.609-2013. – [Введ. 02.09.2013]. – Ростов-на-Дону: Росгидромет, 2013. – 43 с.
219. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность: ГОСТ 17.1.5.01-80 – [Введ. 01.01.81]. – М.: Госкомитет СССР по стандартам, 1981. – 6 с.
220. Корма растительного происхождения. Методы отбора проб: ГОСТ 27262-87 – [Введ. 01.07.88]. – М.: Изд-во стандартов, 1988. – 9 с.

221. Сырье и продукты пищевые. Подготовка проб. Минерализация для определения содержания токсичных элементов: ГОСТ 26929-94 – [Введ. 01.01.96]. – Минск: Межгосударственный совет по стандартизации, метрологии и сертификации, 1995. – 20 с.
222. Инструкция по применению Государственных стандартных образцов растворов металлов и неметаллов. – Одесса: СКТБ ФХИ АН Украины, 1991. – 4 с.
223. Аналітична хімія поверхневих вод / [Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б.]. – К.: Наукова думка, 2007. – 456 с.
548. Гідрохімічний довідник / [Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б.]. – К.: Ніка-Центр, 2008. – 656 с.
224. Якість ґрунту. Визначення рН: ДСТУ ISO 10390:2007 – [Чинний від 01.10.2009]. – К.: Дежспоживістандарт, 2007. – 12 с.
225. Якість ґрунту. Методи визначення органічної речовини: ДСТУ 4289:2004 – [Чинний від 01.07.2005]. – К.: Дежспоживістандарт, 2005. – 13 с.
226. Охрана природы. Почвы. Методы определения емкости катионного обмена: ГОСТ 17.4.4.01-84 – [Введ. 01.04.85]. – М.: Госкомитет СССР по стандартам, 1984. – 10 с.
227. Спектрометр гамма-излучения СЕГ-40 Ge-1К. Инструкция по эксплуатации. – К.: НПК “Спектр”, 1999. – 58 с.
228. Lisichenko R. Getting to Know ArcGIS Desktop (Review) / R. Lisichenko // Journal of Stem Teacher Education. – 2011. – V. 48, № 3. – P. 93–99.
229. Childs C. Interpolating Surface in ArcGIS Spatial Analyst / C. Childs // ArcUser. – 2004. – № 3. – P. 32–35.
230. Якість ґрунту. Паспорт ґрунту: ДСТУ 4288:2004 – [Чинний від 01.07.2005]. – К.: Дежспоживістандарт, 2005. – 12 с.
231. Дерффель К. Статистика в аналитической химии / Дерффель К. – М.: Мир, 1994. – 268 с.
232. Атомно-абсорбционная спектроскопия. Методические рекомендации. – Сумы: АО «Селми», 1997. – 36 с.

233. Сухарев С.М. Комплекси металів з органічними похідними гідразину в спектроскопічних методах аналізу природних і технічних об'єктів: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. хім. наук: спец. 02.00.02 «Аналітична хімія» / С.М. Сухарев. – Одеса: Фізико-хімічний інститут ім. О.В. Богатського НАН України, 2012. – 37 с.
234. Якість ґрунту. Визначення ртуті в ґрунтових екстрактах «царською водкою» методом атомної спектрометрії холодної пари або атомнофлуоресцентної спектрометрії холодної пари: ДСТУ ISO 16772:2005 – [Чинний від 01.01.2008]. – К.: Дежспоживістандарт, 2007. – 13 с.
235. Švec A. Analytical efficiency curve for coaxial germanium detectors / A. Švec // Applied Radiation and Isotopes. – 2008. – V. 66, № 6–7. – P. 786–791.
236. Knoll G.F. Radiation Detection and Measurement. Third edition / Knoll G.F. – NY: John Wiley & Sons Inc., 2000. – P. 116–119.
237. Kis Z. Comparison of efficiency functions for Ge gamma-ray detectors in a wide energy range / Z. Kis, B. Fazekas, J. Östör, Z. Révay, T. Belgya, G.L. Molnár, L. Koltay // Nucl. Instrum. And Methods. In Phys. Res. Section A. – 1998. – V. 418, № 2–3. – P. 374–386.
238. Table of Radioactive Isotopes. Version 2.1 [Електронний ресурс] / Firestone R.B., Ekstrum L.P. // <http://ie.lbl.gov/toi.html> – 2004.
239. Ichimiya T. Natural background gamma-ray spectrum. List of gamma-rays ordered in energy from natural radionuclides / Ichimiya T., Narita T., Kitao K. – JAERI-DATA/CODE 98-008. – 1998. – 74 p. –(The report of Japan Atomic Energy Research Institute, 1998).
240. Каталог гамма-спектрів продуктів активації хімічних елементів гальмівним випромінюванням мікротрона / [Парлаг О.О., Маслюк В.Т., Пуга П.П., Головей В.М.] – К.: Наукова думка, 2008. – 184 с.
241. Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре. МИ 2143-91. Рег. № 5.06.001.98, Введ. 06.02.98 / НПО ВНИИФТРИ. – М., 1991. – 17 с.

242. Kubica B. Concentration of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$  radionuclides and some heavy metals in soil samples from Chochołowska Valley from Tatra National Park / B. Kubica, W.M. Kwiatek, M. Stobiński, S. Skiba, M. Skiba, J. Gołaś, M. Kubica, M. Tuteja-Krysa, A. Wrona, R. Misiak, Z. Krzan // *Polish J. Environ. Stud.* – 2007. V. 16, № 5. – P. 735–741.
243. Kubica B. Radionuclides  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  in the soils of the Tatra National Park (TPN, Poland) / B. Kubica, S. Skiba, M. Drewnik, M. Stobiński, M. Kubica, J. Gołaś, R. Misiak // *Nukleonika.* – 2010. – V. 55, № 3. – P. 377–386.
244. Frontasyeva M.V. Nuclear and related analytical techniques for Life Sciences / M.V. Frontasyeva // *Ovidius University Annals of Chemistry.* – 2009. – V. 20, № 1. – 11–18.
245. Парлаг О.О. Моніторинг вмісту природних та штучних радіонуклідів у поверхневих шарах ґрунту м. Ужгород / О.О. Парлаг, В.Т. Маслюк, І.С. Потокі, О.І. Коханок // *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування.* – 2013. – Вип. 1(7). – С. 59–63.
246. Руднева Е.Н. Почвенный покров Закарпатской области / Е.Н. Руднева. – М.: Изд-во Академии наук СССР, 1960. – 227 с.
247. **Симканич О.І.** Оптимізація параметрів вимірювання та оцінка точності визначення гамма-активних радіонуклідів методом гамма-спектроскопії / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев, В.Т. Маслюк // *Методы и объекты химического анализа.* – 2014. – т. 9, № 2. – С. 88–94.
248. Сухарев С.М. Спектроскопічні методи аналізу в моніторингу довкілля / С.М. Сухарев, О.Ю. Сухарева, С.В. Делаган-Кокайко, **О.І. Симканич** // Тези доповідей «Київської конференції з аналітичної хімії: сучасні тенденції 2014». Київ, 9–12 червня 2014 р. – К.: Вид-во КНУ імені Тараса Шевченка, 2014. – С. 137.
249. Сухарев С.М. Радіоекологічний моніторинг заповідних територій Закарпатської області / С.М. Сухарев, **О.І. Симканич**, В.Т. Маслюк, О.Ю. Сухарева // *Матеріали II Міжнародної конференції «Хімічна і радіаційна*

- безпека: проблеми і рішення». Ужгород, 27–30 травня 2014 р. – Ужгород: Вид-во ПП «Аутор-Шарк», 2014. – С. 78–79.
250. Грабовський В.А. Прикладна спектрометрія йонізуючих випромінювань / Грабовський В.А. – Львів: Вид-чий центр ЛНУ ім. Івана Франка, 2008. – 296 с.
251. **Симканич О.І.** Низькофононий гамма-спектрометричний моніторинг ґрунтів Національного природного парку «Зачарований край» / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев, В.Т. Маслюк, М.Т. Стець // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Хімія. – 2009. – Вип. 21. – С. 72–76.
252. **Симканич О.І.** Низькофононі дослідження ґрунтів пам'ятки природи загальнодержавного значення «Чорне Багно» / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев, В.Т. Маслюк, М.Т. Стець // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Хімія. – 2010. – Вип. 23. – С. 85–89.
253. Сухарев С.М. Фононий моніторинг пралісів Закарпаття як еталонних природних екосистем / С.М. Сухарев, **О.І. Симканич**, О.Ю. Сухарева // Збірник наукових статей IV-го Всеукраїнського з'їзду екологів з Міжнародною участю. Вінниця, 25–27 вересня 2013 р. – Вінниця: Видавництво-друкарня ДІЛО, 2013. – С. 226–228.
254. **Symkanich O.** The radioecology studies of the Carpathian national parks soils: towards radionuclides standards' evolution / **O. Symkanich**, V. Maslyuk, S. Sukharev, A. Lengyel // Terrestrial Radioisotopes in Environment: III. International Conference on Environmental Protection. Veszprém, Hungary, 16–18 May 2012.– Veszprém, 2012. – P. 13–17.
255. **Симканич О.І.** Радіоекологічне та геохімічне дослідження донних відкладів малих річок територій національних природних парків «Ужанський» та «Синевир» / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев, В.Т. Маслюк // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Хімія. – 2014. – т. 2, № 32 – С. 70–77.
256. Maslyuk V.T. Natural activity of the Carpathians National Parks soils: the spatial, geomorphological factors and radionuclide standards/ V.T. Maslyuk, **O.I. Symkanych**, S.N. Sukharev // 6<sup>TH</sup> International symposium on in situ nuclear metrology as a tool for radioecology. Brussels, Belgium, 11–15 june 2012. – Brussels, 2012. – P. 58.

257. **Симканич О.І.** Геоморфологічні особливості природної радіоактивності заповідних територій Закарпаття / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев, В.Т. Маслюк, О.О. Парлаг // Матеріали II Міжнародної конференції «Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і рішення». Ужгород, 27–30 травня 2014 р. – Ужгород: Вид-во ПП «Аутор-Шарк», 2014. – С. 70–71.
258. **Симканич О.І.** Фоновий моніторинг ґрунтів заповідних територій Іршавського району / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев // Матеріали Міжнародної конференції молодих вчених і аспірантів «ІЕФ-2009». Ужгород, 25–28 травня 2009 р. – Ужгород: ІЕФ, 2009. – С. 114.
259. **Симканич О.І.** Розподіл важких металів і радіонуклідів у донних відкладах малих річок території Національного природного парку «Зачарований край» (Закарпаття) за їх течією / **О.І. Симканич**, О.Ю. Сухарева, С.Н. Сухарев // Методы и объекты химического анализа – 2014. – т. 9, № 3 – С. 145–152.
260. Лазур В.Ю. Релятивіська версія тунельної іонізації у зовнішніх скалярно-векторних полях / В.Ю. Лазур, В.В. Рубіш, О.К. Рейті, **О.І. Симканич** // Матеріали Міжнародної конференції молодих вчених і аспірантів «ІЕФ-2009». Ужгород, 25–28 травня 2009 р. – Ужгород: ІЕФ, 2009. – С.80.
261. Сватюк Н.І. Особливості накопичення радіоекологічних показників в ґрунтах заповідних територій та намулах річок Закарпаття / Н.І. Сватюк, **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев // Програма і збірник тез II Міжнародної конференції «Фізичні методи в екології, біології та медицині». – Львів-Ворохта, 2009. – С. 114.
262. Симканич Н.І. Поширеність та геохімічна рівновага природоутворюючих ізотопів зразків доквілля Карпат / Н.І. Симканич, **О.І. Симканич** // Матеріали I Міжнародної наукової конференції, аспірантів та молодих учених «Фундаментальні та прикладні дослідження в біології». Донецьк, 23–26 лютого 2009 р. – Донецьк, 2009. – Т. 1. – С. 405.
263. **Симканич О.І.** Радіоекологія національних природних парків Карпат / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев // Тези доповідей Міжнародної науково-

- практичної конференції «Карпатська конференція з проблем охорони довкілля» (СЕС-2011). Мукачево-Ужгород, 15–18 травня 2011 р. – Мукачево, 2011. – С. 8.
264. Сухарев С.М. Фоновий моніторинг національних природних парків Західних Карпат / С.М. Сухарев, **О.І. Симканич**, О.Ю. Сухарева // Тези доповідей річної Сесії наукової ради НАН України з проблеми «Аналітична хімія». Гурзуф, АР Крим, Україна, 3–10 червня 2012 р. – К.: видавництво КНУ імені Тараса Шевченка, 2012. – С. 85.
265. Маслюк В.Т. Радіоекологічні дослідження замулів рік басейну Тиси: роль просторових та часових факторів / В.Т. Маслюк, Н.І. Сватюк, О.О. Парлаг, **О.І. Симканич** // Матеріали II Міжнародної конференції «Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і рішення». Ужгород, 27–30 травня 2014 р. – Ужгород, 2014. – С. 74–75.
266. **Симканич О.І.** Фоновий моніторинг вмісту важких металів та радіонуклідів у ґрунтах Національних природних парків «Ужанський» та «Синевир» / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев, В.Т. Маслюк // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Хімія. – 2013. – № 1(29). – С. 71–77.
267. **Симканич О.І.** Особливості радіоекологічних показників ґрунтів заповідних територій / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев, Н.І. Сватюк, В.Т. Маслюк, М.В. Стець // Програма і збірник тез III Міжнародної конференції «Фізичні методи в екології, біології та медицині». Шацьк, 9–12 вересня 2010 р. – Львів-Шацьк, Україна, 2010. – С. 176.
268. **Симканич О.І.** Фоновий моніторинг ґрунтів та донних відкладень річок Карпатського Регіону / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев, В.Т. Маслюк, Н.І. Сватюк // Тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції «Карпатська конференція з проблем охорони довкілля» (СЕС-2011). Мукачево-Ужгород, 15–18 травня 2011 р. – Мукачево, 2011. – С. 123.
269. **Симканич О.І.** Низькофонові дослідження ґрунтів заказників Закарпаття: шлях до радіоекологічних стандартів / **О.І. Симканич**, В.Т. Маслюк, С.М. Сухарев // XI конференція з фізики високих енергій, ядерної фізики і



прискорювачів. Харків, 21–25 лютого 2011р.– Харків: Видавництво ННЦ ХФТИ, 2013. – С. 30.

270. **Symkanich O. I.** Radionuclide monitoring in Transcarpathian region: the role of natural and anthropogenic factors / **O.I. Symkanich**, V.T. Maslyuk, N.I. Svatyuk, O.O. Parlag, O.B. Shpenik, S.M. Sukharev // Acta universitatis prešovensis, Folia Oecologica. – 2015. № 1 (7). – P. 83–91.

271. **Symkanych O.I.** The radioecological standarts study in the Carpathian reserve areas / **O.I. Symkanych**, S.M. Suharev, V.T. Maslyuk // Abstract of International symposium on in situ nuclear metrology as a tool for radioecology. Dubna, 20–23 October, 2010). – Dubna, 2010. – P. 93.

272. **Симканич О.І.** Кореляційні залежності вмісту радіонуклідів в ґрунтах та донних відкладень Карпат / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев, В.Т. Маслюк, Н.І. Сватюк // Програма і збірник тез IV Міжнародної конференції «Фізичні методи в екології, біології та медицині». Шацьк, 15–18 вересня 2011 р. – Львів-Шацьк, 2011. – С. 127.

273. Сухарев С.М. Фоновий моніторинг заповідних територій національних природних парків Західних Карпат / С.М. Сухарев, С.Ю. Чундак, **О.І. Симканич** // Тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції «Карпатська конференція з проблем охорони довкілля» (СЕС-2011). Мукачево-Ужгород, 15–18 травня 2011 р. – Мукачево, 2011. – С. 135.

274. Маслюк В.Т. Параметризація природної активності ґрунтів заповідників / В.Т. Маслюк, **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев // Програма і збірник тез «Х конференція по физике высоких энергий, ядерной физике и ускорителям». Харків, 27 лютого – 2 березня 2012 р. – Харків, 2012. – С. 108.

275. Сухарев С.М. Моніторинг заповідних територій Західних Карпат / С.М. Сухарев, **О.І. Симканич**, О.Ю. Сухарева // Тези доповідей IX Всеукраїнської конференції з аналітичної хімії. Донецьк, 16–20 вересня 2013 р. – Донецьк: Вид-во «Ноулідж», 2013. – С. 194.

276. Алексашкин И.В. Анализ плотности загрязнения радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  физико-географических областей Крыма / И.В. Алексашкин, А.Н.Клименко

- Р.В. Горбунов // Ученые записки Таврического национального университета им. В.И. Вернадского. Серия «География». – 2010. – т. 23(62), № 1. – С. 3–9.
277. **Симканич О.І.** Визначення вмісту важких металів у ґрунтах Національного природного парку «Зачарований край» / **О.І. Симканич, С.М. Сухарев** // Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи). – 2012. – т. 4., Вип. 3. – С. 338–341.
278. **Симканич О.І.** Розподіл важких металів по профілю ґрунтів Національного природного парку «Зачарований край» / **О.І. Симканич, С.М. Сухарев** // Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. – 2013. – № 1 (7). – С. 53–59.
279. **Симканич О.І.** Розподіл важких металів по профілю ґрунтів Національного природного парку «Зачарований край» / **О.І. Симканич, С.М. Сухарев** // Збірник матеріалів конференції доповідей I Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування». Івано-Франківськ, 20–22 вересня 2012 р. – Івано-Франківськ, 2012. – С. 114.
280. Сухарев С.М. Основи екології та охорони довкілля / Сухарев С.М., Чундак С.Ю., Сухарева О.Ю. – К.: Центр навчальної літератури, 2006. – 394 с.
281. Грабовський О.В. Міграція та акумуляція важких металів в агроценозах, прилеглих до автомагістралей, в умовах Закарпаття (ґрунт – рослини – тварини): автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.16 «Екологія». – Чернівці, 2002. – 22 с.
282. **Симканич О.І.** Розподіл металів та радіонуклідів в об'єктах заповідних територій Закарпаття / **О.І. Симканич, С.М. Сухарев, В.Т. Маслюк, Н.І. Сватюк** // Міжнародна конференція молодих вчених та аспірантів «ІЕФ-2015». Ужгород, 18–22 травня 2015 р. – Ужгород: ІЕФ, 2015. – С. 235.
283. Maslyuk V.T. The natural radioactivity of the Carpathian National Park and Radon evaluation / V.T. Maslyuk, **O.I. Symkanich**, N.I. Svatyuk, O.O. Parlag, S.M. Sukharev // Book of abstracts of 2<sup>nd</sup> International Conference «Radon in the Environment». Krakow, 25-29 May 2015. – Krakow: INPPAS, 2015. – P. 100.

284. Kozanecka T. Content of heavy metals in plant from pollution-free regions / T. Kozanecka, J. Chojnicki, W. Kwasowski // Polish Journal of Environmental Studies. – 2002. – V. 11, № 4. – P. 395–399.
285. Pakarinen P. Metal content of ombrotrophic Sphagnum mosses in NW Europe / P. Pakarinen // Annales Botanici Fennici – 1981. – V. 18, № 4. – P. 281–292.
286. **Симканич О.І.** Особливості міграції та акумуляції важких металів в системі ґрунт-рослина на прикладі заповідника «Зачарований край», Закарпаття / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Хімія. – 2012. – № 2 (28).– С. 99–102.
287. **Симканич О.І.** Особливості міграції та акумуляції важких металів в системі ґрунт-рослина на прикладі заповідника «Зачарований край», Закарпаття / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев, В.Т. Маслюк // Програма і матеріали IV-ої науково-практичної конференції «Електроніка та інформаційні технології». Львів-Чинадієво, 30 серпня – 2 вересня 2012 р. – Львів-Чинадієво, 2012. – С. 61.
288. Поліщук В.С. Екологія та охорона навколишнього середовища / Поліщук В.С. – К.: Дніпро, 1996. – 98 с.
289. Сухарев С.М. Радіоекологічний моніторинг національних природних парків Закарпаття / С.М. Сухарев, **О.І. Симканич**, О.Ю. Сухарева // Матеріали Першої міжнародної науково-практичної конференції «Природа Волині й Поділля: дослідження та охорона» (2-5 червня 2015 р., м. Броди). – Львів: Ліга-Прес, 2015. – С. 105-111.
290. **Symkanich O.I.** Radionuclide monitoring in Transcarpathian region: the role of natural and anthropogenic factors / **O.I. Symkanich**, V. Maslyuk, N. Svatyuk, O. Parlag, O. Shpenik, S.M. Sukharev // Book of Abstracts of International scientific conference «New trends in the ecological and biological research» (Prešov, Slovak Republic, 9-11 September 2015). – Prešov: Grafotlac Prešov, 2015. – P. 31.
291. **Симканич О.І.** Прогнозування міграції розподілу важких металів та радіонуклідів з використанням методу картографування / **О.І. Симканич**, С.М. Сухарев, В.Т. Маслюк, Н.І. Сватюк // Збірник наукових праць «V-й

Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (23-26 вересня 2015 року, м. Вінниця). – Вінниця: ТОВ «Нілан-ЛТД», 2015. – С. 206.

292. **Симканич О.І.** Розподіл, міграція і акумуляція важких металів у донних відкладах малих річок Закарпатської області / **О.І. Симканич**, О.Ю. Сухарева, С.В. Делеган-Кокайко, С.М. Сухарев // Збірник матеріалів I Всеукраїнської науково-практичної інтернет конференції «Хімія, екологія та освіта». – Полтава, 23-24 квітня 2015 р. – Полтава: ПДАА, 2015. – С. 66-67.



МІНІСТЕРСТВО ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО  
СЕРЕДОВИЩА УКРАЇНИ

ДЕРЖАВНЕ УПРАВЛІННЯ ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО  
СЕРЕДОВИЩА В ЗАКАРПАТСЬКІЙ ОБЛАСТІ

88018, м. Ужгород, вул. Швабська, 14

тел. 61-67-01, 61-42-70, 61-55-36, www.ecores.uzh.ukrtel.net, E-mail:ecores@uzh.ukrtel.net

від 15.01.12 № 136/01  
на № \_\_\_\_\_ від \_\_\_\_\_

Декану хімічного факультету  
Державного вищого навчального  
закладу «Ужгородський  
національний університет»  
Ленделу В. Г.

Дані фонового моніторингу ґрунтових горизонтів Національного природного парку «Зачарований край» за показниками вмісту радіонуклідів та важких металів (*проведених в рамках ДБ-780П «Фоновий моніторинг заповідних територій національних природних парків Західних Карпат» авторів: Симканич О.І., Сухарев С.М.*) представляють практичний інтерес і використані при встановленні нормативів стану ґрунтів, паспорту та картографуванні ґрунтів.

Заступник начальника держуправління



Гайдур



ДЕРЖАВНЕ АГЕНТСТВО ВОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ  
**БАСЕЙНОВЕ УПРАВЛІННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ РІЧКИ ТИСА**  
 88018 м. Ужгород, Слов'янська набережна, 5, тел.: (0312) 612853, 612741, 612785 факс: (0312) 612853, 612883  
 Основний поточний рахунок 35226020000178 в ГДКУ в Закарпатській області м. Ужгород, МФО 812016  
 Web site: <http://vodhosp.uzhgorod.ua> e-mail: [office@vodhosp.uzhgorod.ua](mailto:office@vodhosp.uzhgorod.ua)

03.01.2012 № *01-09/04/1*

Надання інформації щодо  
 впровадження результатів фонового  
 моніторингу

Декану  
 хімічного факультету  
 Державного вищого  
 навчального закладу  
 «Ужгородський Національний  
 університет»

**п. Ленделу В.Г.**

### Шановний Василю Георгійовичу!

Лабораторія моніторингу вод та ґрунтів Басейнового управління водних ресурсів річки Тиса (*свідоцтво про атестацію №197 від 06.12.11 р. видане Держводагентством України*) протягом 2011 року використовувала результати фонового моніторингу якості поверхневих вод малих річок заповідних територій Закарпаття, які одержані кафедрою екології та охорони навколишнього середовища ДВНЗ «Ужгородський національний університет» (*в рамках ДБ-780П «Фоновий моніторинг заповідних територій національних природних парків Західних Карпат», номер державної реєстрації ДР-0111U001658*) як вихідні показники стану цих територій.

Були використані дані щодо розподілу важких металів, гама-активних радіонуклідів у ґрунтових горизонтах, седиментах та поверхневих водах малих річок, які були одержані для НПП «Зачарований край» (басейн р. Боржави) та НПП «Ужанський» (басейн р. Уж).

Дякуємо за співпрацю.

**З повагою**  
**Начальник БУВР Тиси**

**Чіпак В.П.**



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
 ДЕРЖАВНИЙ ВИЩИЙ НАВЧАЛЬНИЙ ЗАКЛАД  
 «УЖГОРОДСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ»  
**ХІМІЧНИЙ ФАКУЛЬТЕТ**

88000 м. Ужгород, вул. Підгірна, 46

Телефон деканату 3-50-91

**ДОВІДКА**

про впровадження наукових результатів ДБ-780П «Фоновий моніторинг заповідних територій національних природних парків Західних Карпат» в навчальному процесі

Результати науково-дослідної роботи по ДБ-780П використовуються в навчальному процесі при викладанні навчальних дисциплін «Моніторинг об'єктів довкілля», «Нормування антропогенного навантаження на природне середовище», «Екологічна безпека» та «Моделювання та прогнозування стану довкілля» для студентів II-IV курсів хімічного факультету (напрямок підготовки 6.040106 – «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування»), навчальної дисципліни «Основи екології» для студентів II курсу хімічного факультету (напрямок підготовки 6.040101 – «Хімія»).

В межах науково-дослідної роботи видано два навчально-методичних посібники:

- Марійчук Р.Т. Методичні вказівки до практичних робіт з навчальної дисципліни «Моделювання і прогнозування стану довкілля» для студентів II-го курсу хімічного факультету напрямів підготовки 0708 «Екологія» 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування». – Ужгород: Вид-во «Гражда», 2011. – 30 с.;

- Галла-Бобик С.В., Чундак С.Ю. Екологія туризму та рекреації / Навчально-методичний посібник для самостійної роботи студентів. – Ужгород: Вид-во «Гражда», 2011 – 47 с.

Декан хімічного факультету УжНУ,  
 д.х.н., проф.



Лендел В.Г.

Завідувач кафедри екології та охорони  
 навколишнього середовища, д.х.н., проф.

Чундак С.Ю.





МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
ДЕРЖАВНИЙ ВИЩИЙ НАВЧАЛЬНИЙ ЗАКЛАД  
«УЖГОРОДСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ»  
**ХІМІЧНИЙ ФАКУЛЬТЕТ**

88000 м. Ужгород, вул. Підгірна, 46

Телефон деканату 3-50-91

**ДОВІДКА**

про впровадження наукових результатів ДБ-731П «Розробка та оптимізація методик моніторингу вмісту сполук важких металів в об'єктах навколишнього природного середовища» в навчальному процесі

Результати науково-дослідної роботи по ДБ-731П використовуються в навчальному процесі при викладанні навчальної дисципліни «Моніторинг об'єктів довкілля» для студентів III курсу хімічного факультету (спеціальність 6.040106 – «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування»), навчальної дисципліни «Методи контролю стану довкілля» для студентів V курсу хімічного факультету (спеціальність 6.040106 – «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування»), навчальної дисципліни «Аналіз природних об'єктів та продуктів харчування» для студентів III курсу хімічного факультету (спеціальність 6.040101 – «Хімія»).

В межах науково-дослідної роботи видано навчально-методичний посібник: Чундак С.Ю., Сухарев С.М., Сухарева О.Ю., Ортікова В.В. Моніторинг об'єктів довкілля: Навчально-методичний посібник (Ч. 1). – Ужгород: Вид-во «Гражда», 2009. – 76 с.



Декан хімічного факультету УжНУ,  
д.х.н., проф.

\*Завідувач кафедри екології та охорони  
навколишнього середовища, д.х.н., проф.

Лендел В.Г.

Чундак С.Ю.



«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Начальник  
«Закарпаттямеліоводгоспу»


В.П. Чіпак  
“ \_\_\_\_\_ ” 2010р  
М.П.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Проректор з наукової роботи УжНУ



Г.П. Студеняк  
“ \_\_\_\_\_ ” 2010р  
М.П.

## А К Т

про впровадження науково-дослідної роботи

м. Ужгород

“ \_\_\_\_\_ ” 2010р

**1. Ми, що нижче підписалися, представники підприємства «Закарпаттямеліоводгоспу» начальник відділу комплексного використання водних ресурсів Осійський Едуард Йосипович**  
(найменування підприємства, посада, прізвище, ініціали)

**з однієї сторони та представники ДВНЗ «Ужгородський національний університет» начальник НДЧ Баран М.Ю., наукові керівники НДР Чундак С.Ю. та Сухарев С.М.**  
(найменування підприємства, посада, прізвище, ініціали)

**з другої сторони** підтверджуємо впровадження у виробництво результатів НДР, що витікають із держбюджетної теми «РОЗРОБКА ТА ОПТИМІЗАЦІЯ МЕТОДИК МОНІТОРИНГУ ВМІСТУ СПОЛУК ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОБ'ЄКТАХ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА» в лабораторії моніторингу вод та ґрунтів Закарпатського облводгоспу.

НДР виконана на кафедрі екології та охорони навколишнього середовища УжНУ в 2009-2010 р.

**2. Основні техніко-економічні результати впровадження.  
Характеристика результатів роботи та їх оцінка по показникам.**

**Переваги рекомендації в порівнянні з досягнутим рівнем:**

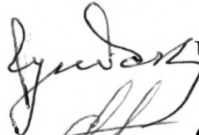

Розроблені методики визначення вмісту сполук важких металів в об'єктах довкілля дозволяють підвищити ефективність аналітичного контролю стану навколишнього природного середовища. Пропоновані методики є простими у виконанні, мають задовільні метрологічні характеристики, не потребують додаткового обладнання.

**Фактичні результати та отримання ефективності від впровадження результатів НДР:**

Забезпечення ефективного контролю стану навколишнього природного середовища. Можливість використання одних і тих самих доступних органічних реагентів для визначення сполук важких металів в об'єктах довкілля як методом атомно-абсорбційної спектрометрії, так і спектрофотометричним методом.

**Представники УжНУ:**

Нач. НДЧ  Баран М.Ю.  
Наук. Керівники НДР:

 Чундак С.Ю.  
 Сухарев С.М.

**Представники підприємства:**

Начальник  Осійський Е.Й.  
відділу

