

<https://doi.org/10.15407/geotech2020.31.041>

УДК 577.41/:577.391

Шевченко О.Л., Акінфієв Г.О.

Шевченко О.Л., д.г.н., ст. н. сп., ННІ «Інститут геології» Київського національного університету ім. Тараса Шевченка, shevch62@gmail.com, <http://orcid.org/0000-0002-5791-5354>

Акінфієв Г.О. гол. співроб. ДП «Українська геологічна компанія»

ГЕНЕРАЛІЗАЦІЯ ЧИННИКІВ ЗАЛУЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ДО ВОДНОЇ МІГРАЦІЇ

Дана стаття доповнює попередню публікацію (див. *Геохімія техногенезу*, Вип. 2, 2019), присвячену принципам організації радіоекологічного моніторингу. У цій статті більш детально розкрито процедуру відбору чинників впливу на мобілізацію (або ремобілізацію) та водне винесення ^{90}Sr . Ця процедура є базовою у методологічному підході прогнозування концентрацій та водного винесення радіонуклідів за сталими ландшафтно-геохімічними і динамічними гідрометеорологічними чинниками. Доцільність такого підходу обґрунтовано ретроспективним аналізом та значущими коефіцієнтами кореляції між ознаками геологічного середовища (ландшафту) і водним винесенням радіонуклідів з окремих басейнів. Для коректного аналізу слід надати площинну оцінку ландшафтно-геохімічних чинників не менш як для 8 малих водозборів в однакових метеорологічних умовах. Генералізація чинників, тобто вибір найбільш впливових із них на окремих етапах поширення і трансформації радіоактивних випадів на площі водозбору, забезпечує створення оптимально спрощених (уніфікованих) емпіричних регресійних моделей формування концентрації і винесення забруднювача. Генералізація передбачає послідовне використання парного, кластерного, факторного та множинного кореляційного аналізів. Показано, що окремі ландшафтно-біогеохімічні чинники вже через 10-15 років після випадів на поверхню ^{90}Sr мають більший вплив на водне винесення радіонукліду, ніж його запаси на водозборі. Отже, доведено можливість прогнозування водного винесення радіонукліду водотоком лише за сталими ландшафтними характеристиками його водозбору, що дозволяє обґрунтовувати рішення щодо розміщення атомних станцій та інших об'єктів паливного циклу на тих чи інших територіях. Таким чином, генералізована сукупність ландшафтних характеристик, що найбільше впливають на міграцію та водне винесення певного техногенного радіонукліду, визначає кінцеві шукані показники (на які спирається вибір території під небезпечний об'єкт): бар'єрну стійкість водозбору та захищеність (або вразливість) поверхневих і ґрунтових вод. Їх доцільно встановлювати за найбільш консервативними елементами-забруднювачами.

Ключові слова: водне винесення радіонуклідів, концентрація, чинники, геохімічний фон, водозбір, ознаки ландшафту, множинний кореляційний аналіз, факторний аналіз, кластерний аналіз.

Вступ. Чорнобильська зона відчуження знаходиться в одній кліматичній та ландшафтно-геохімічній зоні – зоні Полісся. За цих передумов (однакова кількість опадів тощо) ми можемо припускати, що різниця у водному винесенні радіонуклідів між окремими малими водозборами обумовлюється, крім щільності забруднення, відмінностями у співвідношенні ландшафтних ознак, які сприяють депонуванню, або мобілізації радіонукліду. Наприклад, значне заліснення водозбору, разом із зменшенням водовіддачі, повинно сприяти утриманню розчинних радіонуклідів, а незначна площа лісу – водній ерозії та їх винесенню з площі басейну. Так само, протилежні або різні радіоекологічні ефекти пов'язані з ґрунтовими ознаками (площею поширення органічних та мінеральних; кислих та лужних або нейтральних ґрунтів), гідрографією (щільністю мережі), дренажістю, мікрорельєфом тощо. Отже, індивідуальні особливості біогеохімічного фону та техногенної обстановки на

водозборі, впливаючи на міграційну активність радіонукліду, повинні мати певний закономірний зв'язок із головними контрольованими моніторинговими показниками – концентрацією у воді та річним винесенням радіонукліду водним шляхом. Знайшовши математичне описання цих закономірностей ми зможемо, з урахуванням певних метеорологічних сценаріїв, прогнозувати величини концентрації та винесення радіонуклідів з окремих водозбірних басейнів.

Звідси випливає, що детальне вивчення ступеню обумовленості природними та антропогенними чинниками процесів вторинної контамінації впродовж тривалого часу допоможе пояснити та передбачити реакцію даного або подібного водозбірного басейну на забруднення, з урахуванням можливої метеорологічної обстановки. Передбачається також, що ступінь впливу тих чи інших показників середовища на міграцію змінюватиметься в часі залежно від трансформацій та перерозподілу полутантів по поверхні і на

глибину. Тобто, кожен трансформаційний цикл з переважанням певної форми міграції забруднювача, або навіть кожен рік, будуть відрізнятися набором пріоритетних чинників.

Мета даної роботи полягає в науковому обґрунтуванні процедури вибору головних чинників, що впливають на перебіг процесів вторинного забруднення поверхневих вод техногенними радіонуклідами, на прикладі водозборів Чорнобильської зони відчуження, забруднених ^{90}Sr . Ця процедура є необхідною на шляху пошуку спрощених прогнозних моделей, що дозволять визначити бар'єрну стійкість водозборів і ступінь захищеності ґрунтових та поверхневих вод під обґрунтування вибору територій для розташування об'єктів атомно-промислового комплексу, або прогнозування водного винесення радіонуклідів для зон АЕС у подібних з Чорнобильською зоною умовах (Рівненська та Хмельницька АЕС).

Основні результати досліджень. Попередній *відбір головних чинників* впливу на водне винесення розчинних форм радіонукліду повинен спиратись на загальновідомі факти щодо ролі тих чи інших ландшафтних характеристик у формуванні підземного та поверхневого стоку. Наприклад, як вже зазначалось, відомо, що значна залісненість площі водозбору сприяє утриманню ґрунтового та поверхневого стоку, а значна розчленованість рельєфу - його збільшенню.

Звичайно, що не усі чинники, які сприяють або стримують водний стік, слід зараховувати до таких, що обумовлюють водне винесення радіонуклідів. До того ж як для ^{90}Sr та ^{137}Cs , так і для інших полютантів, набір чинників впливу на водне винесення може бути різним, оскільки, скажімо, органогенні ґрунти сприяють міграції ^{137}Cs , але стримують міграцію ^{90}Sr . Відповідно, мінеральні (особливо важкі) ґрунти депонують ^{137}Cs (звичайно слід враховувати і кислотність ґрунту), проте меншою мірою затримують рухливі форми ^{90}Sr .

Бар'єрна стійкість водозбірних басейнів до винесення радіонуклідів визначається *сталими* та *динамічними* чинниками. Сталі або відносно сталі чинники являють собою слабозмінні в часі ознаки ландшафту. До них відносяться: гідрографічна мережа, переважаючі типи ґрунтів (органогенні або мінеральні), мінеральний та гранулометричний склад водомістких материнських порід; певні класи западин; лісові масиви та деякі інші. Для того, щоб оцінити ступінь впливу цих чинників на винесення радіонукліду, визначаються їх кількісні значення, які відповідають поширенню ознак ландшафту на водозборі. Тобто, *чинники переводяться в параметри*, які можуть бути використані при статистичному аналізі та в математичних моделях. Отже, в якості параметрів чинники виглядатимуть як: щільність гідрографічної мережі, відносна

площа лісу, органогенних чи мінеральних ґрунтів на водозборі тощо. Для того, *щоб визначити вагові коефіцієнти таких чинників*, їх необхідно порівнювати по різних водозборах за один рік, щоб нівелювати вплив метеорологічних чинників. Отже, для коректності аналізу таких басейнів повинно бути достатньо багато – не менше восьми.

Перший етап. Щоб визначитись, які із ландшафтно-геохімічних чинників найбільш впливові, слід спочатку виконати парну кореляцію для кожного року, простежити хронологічні зміни коефіцієнтів кореляції та виділити періоди їх найбільшого впливу. Перелік чинників на такі періоди також може бути різним. Для пояснення коливань або багаторічних тенденцій ступенів впливу чинників на винесення необхідно знати про реальні зміни статичних чинників, що відбувались в природі або у зв'язку із втручанням людини та мати інформацію про трансформації, яких зазнав досліджуваній забруднювач упродовж тривалого часу.

Для «водних моделей» починати, очевидно, слід із пошуку залежності водного винесення РН *від прямого показника забруднення*. Однак проведений для вибірки басейнів статистичний аналіз показав досить низькі коефіцієнти кореляції (R) між водним винесенням (W) і запасами ^{90}Sr на площі водозбору (Z_{Sr}) (табл. 1), що вказує не лише на далеко не повну участь радіоактивних речовин на площі водозбору у формуванні забруднення поверхневих вод, а й свідчить про більш значущу роль інших, окрім запасів ^{90}Sr , чинників, таких як нерівномірне за різними напрямками поширення співвідношення конденсаційних та паливних частинок [1], а також ландшафтні особливості водозборів. Про це свідчать і досить низькі значення частки водного винесення радіонукліда від його запасів в ґрунтах водозбору (здебільшого в межах 0,03-0,08%), які також практично не залежать від цих сумарних запасів [2]. Проявляється навіть зворотна залежність (з окремими винятками), що пов'язано із зростанням частки рухомих форм ^{90}Sr в міру віддалення від епіцентру забруднення (рис.1). З аналізу мінливості модулів винесення ^{90}Sr за всі роки спостережень також випливає, що ці зміни обумовлені скоріше бар'єрними особливостями водозбору, ніж ступенем забруднення його площі [3,4]. Отже, можна зробити висновок, що величина запасів забруднювача в ґрунтах всього водозбору *не є обов'язковим параметром при прогнозуванні обсягів водного винесення*, а показник запасів дає лише орієнтовну, якісну оцінку ступеня забруднення водозбору і не дає уявлення про можливі обсяги водного винесення радіонукліда.

Оскільки ^{90}Sr випав переважно у формі «гарячих» частинок, то його запаси на площі водозборів зменшуються з віддаленням від епіцентру катастрофи. В той же час збільшується відносний вміст в ґрунтах

більш рухливої конденсаційної форми ^{90}Sr . Звідси, до початку масової дисоціації паливних частинок та переходу ^{90}Sr у обмінні та розчинні форми, у багатоводні роки проявлялась обернена залежність частки виносення ^{90}Sr від запасів його на водозборі.

Підвищення водного виносення звичайно відбувається у роки з великою кількістю опадів. Проте останні відносяться до зовнішніх динамічних чинників, що не дозволяє передбачати їх із достатньою вірогідністю. До того ж виявилось, що коефіцієнти ко-

реляції між означеними показниками невисокі (табл. 2), особливо у перші роки після радіоактивних випадів на поверхню водозбору. Загалом, до динамічних відносяться зовнішні гідрометеорологічні чинники, що змінюються по роках та у межах року: кількість опадів, характер повені, наявність літніх паводків; та внутрішньобасейнові: рівень ґрунтових вод, стан каналів, пов'язаний із їх заростанням, замуленням та регулюванням, хімічний склад ґрунтових вод, швидкість течії, дренажність.

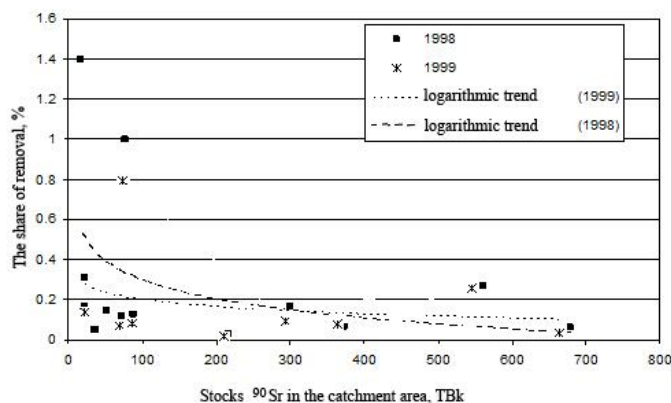


Рис. 1. Співвідношення частки водного виносення ^{90}Sr за межі басейну і запасів ^{90}Sr на його площі через 12-13 років після катастрофи на ЧАЕС.

Fig. 1. The ratio of ^{90}Sr amount (in percent) removed with water from the catchment basin and ^{90}Sr reserves on the catchment basin territory 12-13 years after the Chernobyl disaster.

Табл. 1. Коефіцієнти парної кореляції між виносенням ^{90}Sr (W) та динамічними чинниками для окремих водотоків (басейнів) за період 1987-2011 рр.

Table 1. Pair correlation coefficients between ^{90}Sr aqueous removal (W) and the dynamic factors of individual streams (pools) for the time period 1987-2011.

Показники		Коефіцієнти парної кореляції з виносенням ^{90}Sr по басейнах (їх площа)			
		р.Брагінка, площа (1390 км ²)	МК-1 (115,6 км ²)	Водозбір до прорану в Дамбі №7 (94 км ²)	р.Сахан, (184 км ²)
1	Сума атмосферних опадів за рік, P	0,58	0,36	0,5	0,54
2	Річний стік, Q	0,73	0,87	0,81	0,83
3	Запаси ^{90}Sr на площі водозбору, Z_{Sr}	-0,2	0,58	0,51	0,1
4	Дренажність, D_r	0,3	0,87	0,81	н.в.*

* – не визначалося

Табл. 2. Коефіцієнти кореляції між кількістю виносеного з водозбірної басейну ^{90}Sr та річною сумою атмосферних опадів

Table 2. Correlation coefficients between the amount of ^{90}Sr removed from the catchment basin and the annual amount of precipitation

Період	Водозбірний басейн за назвою основного водотоку					
	МК-1 Прип'ятської осушувальної системи	Північно-західний до гирла МК-5	р.Брагінка	р.Сахан	р.Глиниця	р.Ілля
1989-2000	0.27	0.4	0.28	0.22	-0.44	-0.21
2001-2011	0.56	0.68	0.67	0.87	0.56	н.д.

н.д. – недостатньо даних

Коефіцієнти кореляції між кількістю річних опадів та водним виносенням ^{90}Sr (табл. 2) демонструють ступінь підготовленості переважаючих форм радіонуклідів до залучення у водні потоки і дозволяють обґрунтувати етапи, під час яких ^{90}Sr перебував перева-

жно у складі слаборухливої паливної компоненти (1986-2000 рр.) та перейшов у розчинні й обмінні форми (з 2001 р по наш час). Ці етапи виділено методом послідовних групувань даних. Саме найбільші коефіцієнти отримано для другого періоду, який почина-

ється з 2001 р., що повністю співпадає з прогнозами, виконаними іншими авторами [5]. З 2001 року залежність набула більш синхронного вигляду [2,3]. Для Північно-західного басейну, розташованого на низькій та високій лівобережних заплавах, коефіцієнт кореляції між виносом та кількістю опадів набуває стійких високих значень з 1993 року, – після спорудження нової Лівобережної дамби. До цього вирішальним чинником був рівень води в р. Прип'ять під час повеней, паводків та зимових зажорів.

Порівняння виносів з кількістю опадів за відповідний рік упродовж тривалого періоду (рис. 2) не

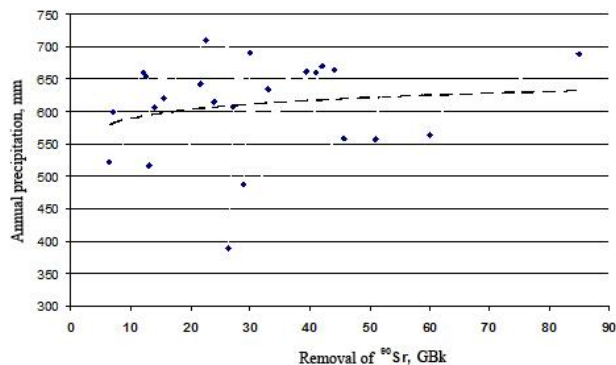


Рис. 2. Ступінь залежності річного водного виносення ^{90}Sr каналом МК-1 лівобережної Прип'ятської системи від суми річних опадів за 1987-2011 рр.

Fig. 2. Dependence of ^{90}Sr annual aqueous removal by the MK-1 channel on the left bank of Prypiat river on the amount of annual precipitation for the time period 1987-2011.

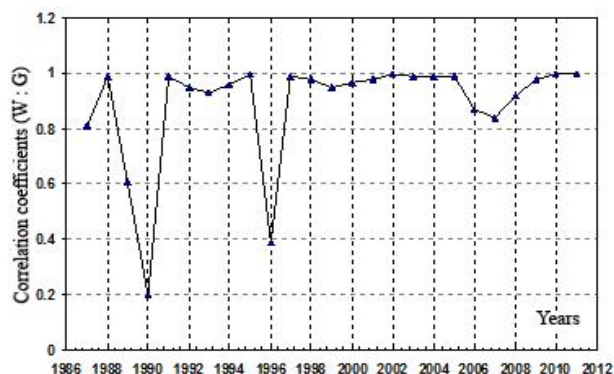


Рис. 3. Зміни характеру впливу густини гідрографічної мережі (G) на виносення ^{90}Sr (W) за період після аварії на ЧАЕС (для 11 малих водозбірних басейнів)

Fig. 3. Changes in the character of hydrographic network density (G) influence on ^{90}Sr removal (W) in the period following the Chernobyl disaster (for 11 small catchments)

Водневий показник (рН водної витяжки) ґрунтів проявляв значущий ступінь впливу на залучення ^{90}Sr до водної міграції лише у перші роки після аварії (рис. 4). Загалом цей вплив дуже нестійкий у часі. Порівняно високі значення $K_{\text{кор}}$ у перші роки після випадіння радіоактивних речовин можна пояснити участю органічних кислот ґрунту у вилугуванні ^{90}Sr з паливних частинок. Після виходу основної частини ^{90}Sr із твердофазної матриці рН перестає відігравати суттєву роль у водній міграції радіонукліду. Вплив рН має обернений зв'язок із кількістю опадів ($K_{\text{кор}} = -0,58$), що може свідчити про підпорядкованість чинника кислотності динамічним факторам, тобто про його мінливість по сезонах року та в роки різної водності. З початком багатоводних (>600 мм) 1996-2001 років (1999 р. відрізнявся багатоводною повінню)

описується якоюсь чіткою залежністю, що свідчить про більш вагому роль інших чинників.

Густина гідрографічної мережі має дуже суттєвий вплив на водне виносення радіонуклідів – коефіцієнти кореляції сягають 1 (рис. 3). Причому цей зв'язок з роками посилюється та набуває стабільного характеру. Низькі коефіцієнти кореляції співпадають із маловодними роками (1989, 1990 і 1996 рр.), для яких характерний рівномірний розподіл та невисока кількість опадів, що позначилося на аномально низьких значеннях водного виносення активності за наявності досить густої гідрографічної мережі.

вплив цього чинника на виносення ^{90}Sr помітно знизився. Незначним був його вплив під час наступного багатоводного циклу, що почався з 2004 р.

Отже, ретроспективний аналіз змін ступеню впливу чинника на виносення ^{90}Sr впродовж тривалого періоду після початку забруднення дозволяє виявити загальні «внутрішні» зміни, що відбуваються із мігрантом – переважаючий перехід у рухливі або навпаки, – фіксовані форми.

Цілком логічною виглядає обернена залежність виносення стронцію від відносної площі лісу на водозбірній площі (рис. 5). Причому роль лісу у затримці ^{90}Sr зростає по мірі віддалення від моменту аварійних випадіння та збільшення частки обмінних і розчинних форм радіонукліду, які здатні поглинатися рослинністю. В багатоводні роки роль лісу також більш вагома.

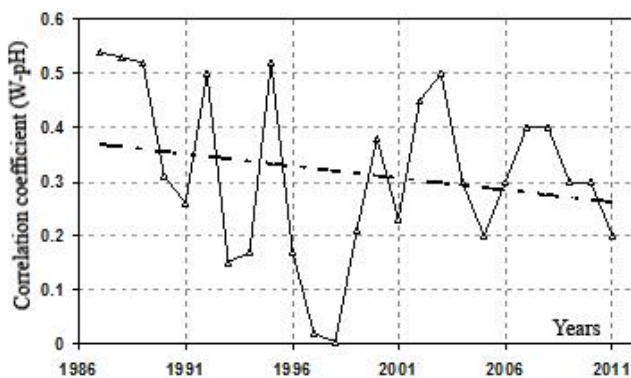


Рис. 4. Коливання показника залежності винесення ^{90}Sr (W) від відносної площі (%) кислих ґрунтів на водозборі (рН водної витяжки менше 6)

Fig. 4. Fluctuations of the index of dependence of ^{90}Sr removal (W) on the relative area (%) of acidic soils in the catchment area (pH of water extract is below 6)

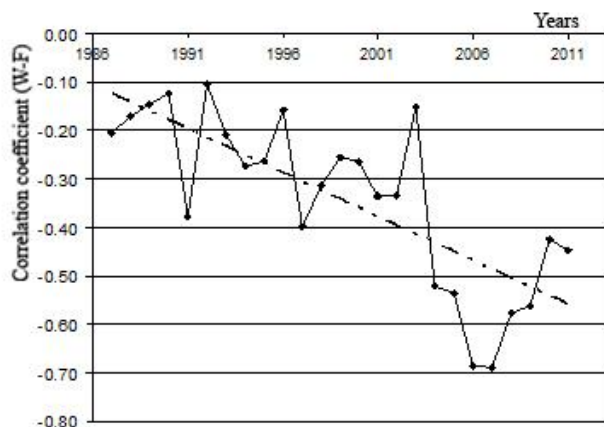


Рис. 5. Хронологічна зміна ступеню оберненого впливу відносної площі лісу (F) на водозборі на водне винесення ^{90}Sr (W) (для 9 водозбірних басейнів)

Fig. 5. Chronological change in the degree of the inverse effect of the relative forest area (F) of the catchment basin on ^{90}Sr water removal (W) (for 9 catchments)

Западинний рельєф класифіковано на п'ять під-розділів: 1) сухі западини впродовж більшої частини року, 2) сухі западини на піску; 3) повздовжні западини, здебільшого тальвеги лінійних ерозійних форм, частина з яких перетинається каналами; 4) западини, обводнені більшу частину року, 5) западини, перезволожені на відкритій місцевості – переважно на вологих луках або на підтоплених лісових галявинах. Перші два класи об'єднано в групу западин, що сприяють переведенню поверхневого стоку в підземний; лінійні форми представлено як западини, що сприяють поверхневому стоку; четвертий і п'ятий класи об'єднано в групу, що відповідає переважно за утримання поверхневого стоку та витрачання його на випаровування і транспірацію рослинами. З метою визначення предикторів, або кількісних параметрів, що відобразатимуть найбільшу міру зв'язку із залежним показником – водним винесенням ^{90}Sr , для кожного з басейнів визначено наступні величини: загальну площу западин у межах басейну, відносну площу усіх западин (%), щільність усіх западин, їх кількість, площу, кількість і відсоток западин кожної групи від площі басейну та від площі усіх западин [6]. За результатами кореляційного аналізу побудовано хронологічні графіки, що демонструють невитриманість ступеню зв'язку між незалежним чинником і винесенням ^{90}Sr водотоками. Винесення має істотну обернену залежність від абсолютного значення площі усіх

западин в межах басейну, яка з роками посилюється (рис. 6). Найменш значущі $K_{\text{кор}}$ знову характерні для маловодних років.

Очевидно, що більша частина площі западин працює на утримання поверхневого стоку і/або переведення розчинних форм ^{90}Sr в глибокі шари геологічного середовища, тобто виведення радіонукліду з ланцюжка міграції: «поверхня ґрунту – ґрунтові води – водоприймач». Проте великі сухі, або так звані провідні, западини суттєво збільшують водне винесення ^{90}Sr шляхом прискореного переведення його в ґрунтові води, а з ними – в дренажні їх канали, що проявляється через високі позитивні значення $K_{\text{кор}}$. [6]. Транзитна роль провідних западин збільшується по мірі вивільнення ^{90}Sr із паливної матриці. Період відносної стабілізації значень коефіцієнта кореляції між винесенням ^{90}Sr та показниками, що характеризують поширення западинних форм, настає з 1997 року, що співпадає з початком багатоводного циклу та періоду переважання дисоційованих, рухливих форм радіонуклідів над вмістом їх у паливних частинках.

Другий етап. За наявності великого переліку чинників процедура їх використання у регресійних моделях ускладнюється, і самі моделі стають незручними для використання. Для оптимізації регресійних моделей перед множинним кореляційним аналізом доцільно виконати *факторний аналіз*. Він дозволяє об'єднати подібні за спільним характером впливу або

генетичними зв'язками чинники в групі і далі вже використовувати для побудови регресійних моделей по одному представничому чиннику з кожної групи.

Для виявлення структури взаємозалежності між виділеними характеристиками ландшафтів обраних 10 басейнів та винесенням з них ^{90}Sr аналізувалися такі сталі параметри: Gz (щільність западин на водозборі), Gg (густина гідрографічної мережі), Lr (меліорованість), Rf (зарегульованість басейну), $S_{\text{кисл}}$, $S_{\text{орг}}$, $S_{\text{орг-мін.гр}}$ (відносні площі поширення, відповідно, кислих, органічних та органо-мінеральних ґрунтів на водозборі); Sf (відносна площа лісу), а також динамічний показник Wg (частка підземного стоку в загальному), для якого достовірні значення для усіх басейнів визначено лише за 1998 і 1999 роки. Як видно з даних табл. 3, власні значення кореляційної матриці швидко зменшуються. Вже 4-е значення стає меншим за 0,5. Можна сказати, що перший виділений фактор еквівалентний (за часткою мінливості даних) чотирьом вихідним параметрам. З другого рядка видно, що перші 3 фактори пояснюють майже 90% мінливості даних.

Таким чином, для описання сукупності характеристик басейнів достатньо використовувати 3 незалежних згрупованих фактори. Розглянемо тепер, як визначається мінливість характеристик басейну цими генералізованими факторами (табл. 4).

З таблиці видно, що перший фактор визначає більшу частину змін природних ландшафтних параметрів Gz , $S_{\text{орг-мін.гр}}$ та сталих і динамічних штучних «водних» чинників: Gg , Lr , Rf , Wg . Зміни параметрів $S_{\text{кисл}}$ і Sf майже повністю визначаються другим фактором. Окремо стоїть характеристика $S_{\text{орг}}$, зміни якої пов'язані з третім фактором. Те, що щільність мікрозападин (Gz) потрапила до групи «водних» показників разом з Wg , підтверджує зроблений вище висновок про значну роль западин у формуванні інфільтраційного живлення ґрунтових вод і у загальному водному винесенні розчинних форм радіонуклідів до відкритих дрен.

Якщо ж вибірка параметрів складається з 8 чинників (без Gz), – перші три фактори також набирають майже 90%. Перший фактор визначає більшу частину змін штучних «водних» параметрів Gg , Lr , Rf , що набирають відповідно 0,74, 0,91 і 0,95 часток мінливості; а також ґрунтового показника ($S_{\text{орг-мін.гр}}$) і динамічного гідрогеологічного (Wg). Другий фактор знову визначає зміни $S_{\text{кисл}}$ і Sf , а $S_{\text{орг}}$ майже повністю визначається третім фактором.

При уведенні до переліку природних і штучних чинників Z і W та виключенні із нього Rf та $S_{\text{орг-мін.гр}}$, виділяється чотири значущі групи факторів, які пояснюють 91,3% мінливості даних. В цьому випадку, порівняно з попередніми, частка мінливості параметру, яка припадає на вирішальний фактор, зменшується.

Першим фактором визначаються переважні зміни Gg (0,79), Lr (0,75), Wg (0,73) і Gz (0,68). Другий фактор має переважаючий, але не вирішальний вплив на зміни $S_{\text{орг}}$ (0,47), винесення ^{90}Sr (0,7) і запаси ^{90}Sr на водозборі – Z (0,68), що підкреслює залежність винесення ^{90}Sr від його запасів на водозборі та відносної площі органогенних ґрунтів. Під впливом третього фактора в значній мірі перебуває $S_{\text{кисл}}$ (0,9), а також Sf (0,34), але при цьому, роль першого фактора майже така ж вагома – 0,332. Четвертий фактор доповнює вплив на мінливість окремих параметрів і визначає близько 20-30% впливу на три із них: 0,285 ($S_{\text{орг}}$), 0,175 (Gz), 0,187 (Sf).

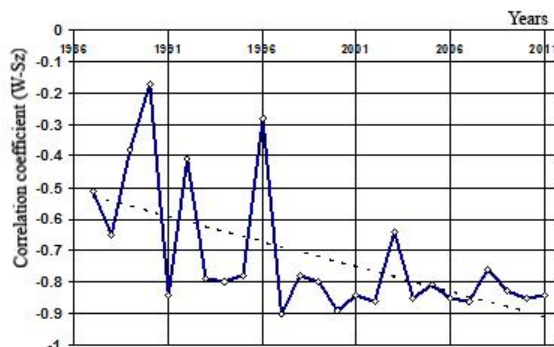


Рис. 6. Динаміка залежності об'ємів винесення ^{90}Sr (W) від площі всіх западин (Sz) в межах окремих басейнів зони відчуження ($N=9\dots 11$)

Fig. 6. Dynamics of dependence of ^{90}Sr removal (W) on the area of all depressions (Sz) within individual basins of the exclusion zone ($N=9\dots 11$)

У виборці чинників також за 1998 р. з урахуванням винесення (W) але без $S_{\text{орг-мін.гр}}$ і Z , 82% мінливості даних пояснюють перші 3 фактори. У впливі на розподіл частки мінливості параметрів домінує перший фактор: він об'єднує під своїм впливом «водні» показники: Gg (0,76), Lr (0,83), Rf (0,87) і Wg (0,7), а також щільність западин Gz (0,65), що знову ж таки підтверджує значну роль останніх у водообміні між поверхневими і підземними водами. Водне винесення ^{90}Sr (W) за найбільшою часткою мінливості (0,44) потрапляє до окремої 4-ої групи (по інших групах розподіл часток приблизно рівний). Після W найбільшу частку у цій групі (близько 0,2) має лише щільність западин. Частки мінливості Sf приблизно порівну розподілені між трьома першими групами, з невеликою перевагою в останній (0,37). Другим фактором майже повністю визначаються зміни ґрунтових параметрів ($S_{\text{кисл}}$ і $S_{\text{орг}}$).

У виборці природних (Gz , Sf , $S_{\text{кисл}}$ і $S_{\text{орг}}$), динамічних (Wg) і антропогенних (Gg , Lr , W , Z) параметрів, при введенні значень винесення та долі ґрунтового стоку за 1999 р., 92% мінливості даних визначаються 4-ма факторами. До першої групи потрапляють Gg , Lr

і Wg , а також Gz (0,69). Суттєву частку у цій групі має також винесення ^{90}Sr – 0,26 та площа лісу (0,33). У другій групі частка мінливості W складає 0,3. Сюди входять також запаси ^{90}Sr на водозборі (0,81). Приблизно таку ж долю (0,29) має W і у третій групі (названій «грунтово-геохімічною»), до якої входять $S_{\text{кисл}}$ і $S_{\text{орз}}$. Якщо з вибірки параметрів за 1999 р. виключити показники забруднення (W , Z), то між трьома головними факторами природні та техногенні параметри розподіляться наступним чином: 1 група: водні параметри Gg , Lr , Rf , Wg та щільність западин Gz , а також відносна площа органо-мінеральних ґрунтів (0,574); у другій групі об'єднуються $S_{\text{кисл}}$ і Sf , а у третій залишається $S_{\text{орз}}$. Якщо замінити у вибірці показників за 1999 р. $S_{\text{орз-мін.ср.}}$ на кількість западин (N_z) і Wg на W , то найбільша частка мінливості W припадає до третьої групи, у якій значну частку мають також $S_{\text{кисл}}$ (0,22),

N_z (0,39) та Gz (0,3), що знову ж таки зводить винесення радіонукліду у залежність від поширення западин та кислих ґрунтів на площі водозбору.

Наступний крок – визначення значень факторів для кожного з басейнів з метою можливого їх групування за набором пріоритетних факторів, що може бути використано при побудові регресійних моделей. Для зручності розраховані значення нормовані в діапазоні від 0 до 100 (табл. 5). За першим фактором *чітко розділяються басейни лівого і правого берегів* р. Прип'ять: зі значеннями < 10 - басейни правого берега (виняток становить лівобережний басейн р. Брагінки) і > 45 - лівого берега. «Водні» характеристики на лівобережній частині водозбору визначають характер ландшафту і мають вирішальне значення у формуванні винесення ^{90}S .

Табл. 3. Власні значення кореляційної матриці характеристик (параметрів) басейнів

Table 3. Values of the correlation matrix of the basins' characteristics (parameters)

Фактор	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Власне значення	4.616	1.935	1.318	0.460	0.295	0.204	0.149	0.021	0.001
Накопичена частка мінливості, %	51.3	72.8	87.4	92.6	95.8	98.1	99.8	100.0	100.0

Табл. 4. Частка мінливості параметрів, яка пояснюється першими 5 факторами

Table 4. Parameter variability fraction that is explained by the first 5 factors

Параметри	Ф1	Ф2	Ф3	Ф4	Ф5
Rf	0.921	0.950	0.957	0.959	0.962
Lr	0.880	0.911	0.926	0.929	0.933
Gg	0.719	0.821	0.926	0.931	0.981
Wg	0.684	0.717	0.813	0.865	0.908
Gz	0.635	0.670	0.759	0.881	0.969
$S_{o.m}$	0.570	0.798	0.829	0.907	0.952
Sf	0.154	0.759	0.953	0.972	0.977
$S_{\text{кисл}}$	0.052	0.809	0.818	0.940	0.963
$S_{\text{орз}}$	0.001	0.118	0.889	0.947	0.979

За сукупністю факторів дуже близькі між собою басейни МК-1 і МК-2 осушувальної системи «Усів» (високі значення 1-го і 2-го факторів за низького значення 3-го фактора). Об'єднуються також басейни МК-5 і МК-6, які входять до Північно-західного басейну. За високих значень першого фактора у них спостерігаються середні значення 2-го і 3-го факторів. Вагома роль «грунтово-рослинних» чинників (Ф2) у регулюванні процесів міграції забруднювачів повинна простежуватися в басейнах р. Брагінки, МК-2, МК-1 о.с. Усів і р. Сахан.

За даними 1999 р. частка мінливості винесення розподіляється приблизно порівну між окремими групами, що свідчить про вплив на нього усіх вибраних показників; найбільш міцний зв'язок винесення ^{90}Sr – в першу чергу, із запасами його на водозборі, по друге – із кількістю западин.

Таким чином, через виявлені факторні зв'язки, вибудовується ланцюг: щільність (або кількість) западин – інтенсивність стоку ґрунтових вод – винесення ^{90}Sr основними дренами басейну. Причому такий зв'язок може бути як прямим, так і зворотнім, тобто через западини може у певні періоди проходити чистий підземний стік, що обумовлює, при збереженні загальних обсягів стоку, пропорційне зменшення винесення за рахунок розбавлення (зменшення) концентрації ^{90}Sr . Завдяки факторному аналізу з'ясовано, що регресійні рівняння для визначення винесення ^{90}Sr доцільно будувати за трьома чинниками, кожний з яких представляє певну факторну групу («водну», «грунтово-рослинну», «грунтово-геохімічну»), а статистичний аналіз виконувати окремо для правобережних та лівобережних басейнів р. Прип'ять, у зв'язку з домінуванням різних механізмів формування бар'єрних та мобілізаційних функцій ландшафтів по відношенню до ^{90}Sr .

Третій етап. Для виділення груп близьких за рядом показників об'єктів виконано кластерний аналіз (рис. 7).

За критерієм «відстані» між об'єктами, тобто наближеності значень сталих ландшафтно-геохімічних ознак, найближчими аналогами виявились водотоки із близькими за площею водозбірними басейнами: МК-1, МК-7 та Ілля (табл. 6), а також басейни з близьким ступенем меліорованості та зарегульованості: МК-6 та МК-5 Прип'ятської системи і МК-2 системи Усів. Завдяки кластерному аналізу, в подальшому для груп, що мають статистично достатню кількість об'єктів (лівобережні басейни), виведено коефіцієнти кореляції та регресійні залежності, що є більш коректними, ніж побудовані для всієї вибірки.

Четвертий етап. Для кожної з груп чинників виконувалась множинна кореляція за Спірменом та Пірсоном. За даною процедурою визначено найбільш впливові ознаки ландшафтно-геохімічного фону: щільність гідрографічної мережі, поширення западин різних типів, тип ґрунтів, їх кислотність, площа лісу, відносна площа меліоративних систем на водозборі.

Для окремих магістральних каналів виконано множинний кореляційний аналіз залежності концентрації ^{90}Sr у воді (C_{Sr}) від швидкості потоку (V), окиснюваності (On) та рН води за багаторічними даними спостережень. Вибір цих чинників попередньо обґрунтовано парним кореляційним аналізом. За результатами багатофакторного регресійного аналізу не всі чинники виявились значущими. Практично в усіх варіантах регресійних моделей *окиснюваність (On) мала найвищий рівень значущості: p-level* коливався в межах $2 \cdot 10^{-7}$ - $3 \cdot 10^{-2}$. В експоненційних оптимізованих моделях достатній рівень значущості ($p = 1,67 \cdot 10^{-3}$) мала також експонента швидкості (V). Регресійна модель для цього випадку має вигляд:

$$C_{Sr} = -4,526 + 0,99 \cdot On - 46,56 \cdot e^V - 0,00002 \cdot e^{On} + 8,239 \cdot pH$$

Значна роль западин у водній міграції радіонуклідів підтверджується саме завдяки множинному кореляційному аналізу (табл. 7, 8), який дозволяє враховувати не лише вплив окремих чинників на процес водного винесення але й сукупний вплив усіх обраних чинників та їх взаємозалежність.

Отже, комбінації з 3-4-х репрезентативних чинників зручно використовувати для побудови регресійних моделей. Тобто, для кожної забруднюючої речовини (або групи речовин) на певному ландшафтно-геохімічному фоні існуватиме індивідуальний набір чинників, що визначатимуть утримання або підвищену міграцію цього забруднювача. До того ж цей перелік може змінюватись для кожного із водозбірних басейнів у часі в залежності від трансформаційних змін поллютанта або зовнішніх гідрометеорологічних умов. Регресійні моделі, що описують залежність во-

дного винесення поллютанта каналом або рікою (W) від пріоритетних чинників (предикторів) можуть мати різний математичний вигляд. Наприклад, логарифмічна модель із статистично значущими оціночними значеннями параметрів b_i при перемінних, що описують статичні чинники, для лівобережних басейнів р. Прип'ять на 1998 рік має вигляд:

$$W = -11157,7 - 776,2Gz - 2037,3Gg - 156 \ln Z_{Sr} + 10191,2 \ln Gz + 2879,2 \ln Gg$$

Підставляючи у подібну модель відомі значення таких предикторів, як щільність западин на водозбірній площі (Gz), густина гідромережі (Gg), запас активності стронцію-90 на водозборі (Z_{Sr}) одного з лівобережних водотоків, для якого винесення ^{90}Sr у свій час не визначалось, можна встановити його з високою достовірністю.

Табл. 5. Значення перших трьох факторів для досліджуваних басейнів

Table 5. The value of the first three factors for the studied basins

Басейни	Ф1	Ф2	Ф3
Лівобережні			
МК-1	48,092	0	14,732
Північно-західний (до прорану в дамбі №7)	95,981	49,005	26,472
МК-2 о.с. Усів	100	100	23,987
МК-7	79,856	33,468	100
МК-1 о.с. Усів	94,731	86,659	11,372
МК-5	77,624	41,477	67,667
МК-6	93,285	47,763	21,457
р.Брагінка	0	96,947	74,775
Правобережні			
р.Сахан	5,733	59,746	30,008
р.Ілля	2,24	49,132	0

За результатами парного та множинного кореляційного аналізів виконано ранжування чинників впливу (окрім запасів забруднювача на водозбірній площі) для виділених метеорологічних і трансформаційних етапів. Наприклад, на першому маловодному етапі 1987-1992 рр., що характеризувався переважанням твердофазних слаборушливих форм ^{90}Sr , винесення добре корелювало із площею перезвожених западин (обернена залежність); відносною площею всіх западин, сухих западин та кислих ґрунтів (в усіх випадках прями залежності); відносною площею органічних ґрунтів (обернена залежність).

Табл. 6. Матриця наближення між водозбірними басейнами за результатами кластерного аналізу за набором природних і техногенних характеристик
Table 6. The approximation matrix between the catchment areas based on the cluster analysis data using natural and man-made characteristics

Об'єкт	Відстань									
	1: Сахан	2: МК-1	3: Сума (Дамба №7)	4: Усів МК-2	5: МК-7	6: Усів МК-1	7: МК-5	8: МК-6	9: Брагінка	10: Ілля
<i>1: Сахан</i>	0,0	144379,01	348684,75	195867,1	141646,45	165066,24	181592,2	200206,96	465215,97	130164,7
<i>2: МК_1</i>	144379,01	0,0	492725,73	51637,0	5588,21	20821,9	37348,2	55919,7	609510,98	16952,7
<i>3: Сума (Дамба №7)</i>	348684,75	492725,73	0,0	544198,1	488552,52	513372,18	529951,1	548203,9	120424,36	476767,5
<i>4: Усів МК-2</i>	195867,1	51636,99	544198,1	0,0	55750,64	30844,9	14402,8	4478,3	660967,89	68495,1
<i>5: МК-7</i>	141646,45	5588,21	488552,5	55750,6	0,0	24933,8	41470,8	59762,5	606104,67	14209,2
<i>6: Усів МК-1</i>	165066,24	20821,9	513372,18	30844,9	24933,8	0,0	16687,6	35228,5	630164,62	37664,3
<i>7: МК-5</i>	181592,2	37348,16	529951,13	14402,8	41470,87	16687,6	0,0	18743,4	646745,43	54254,9
<i>8: МК-6</i>	200206,96	55919,71	548203,9	4478,3	59762,54	35228,5	18743,4	0,0	665047,9	72773,6
<i>9: Брагінка</i>	465215,97	609510,98	120424,36	660967,9	606104,67	630164,6	646745,4	665047,9	0,0	594613,2
<i>10: Ілля</i>	130164,74	16952,66	476767,48	68495,1	14209,19	37664,2	54254,9	72773,6	594613,15	0,0

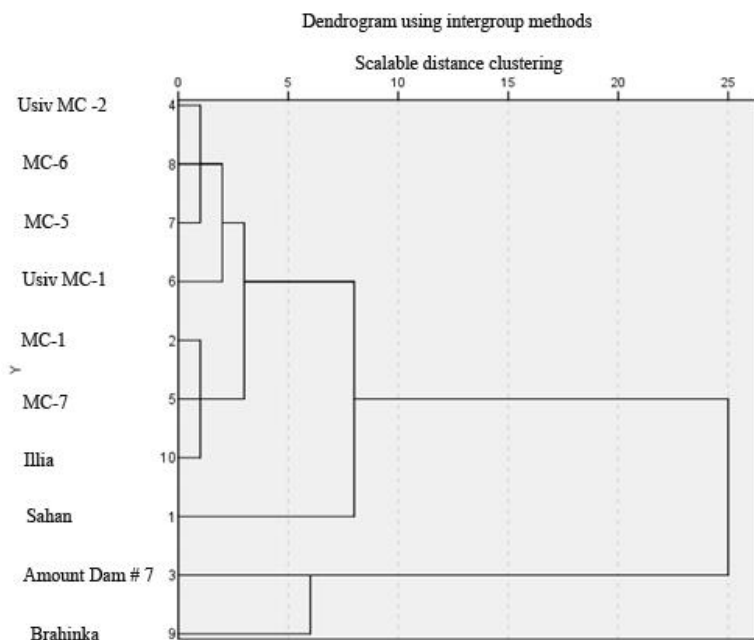


Рис. 7. Дендрограма з використанням методу міжгрупових зв'язків для басейнів за ландшафтними і техногенними (крім забруднення) ознаками.

Fig. 7. Dendrogram using intergroup communication method for basins by landscape and man-made (except for pollution) characteristics.

Табл. 7. Результати множинного кореляційного аналізу за Пірсоном для окремих багатоводних років (усі змінні не підпадають під нормальний закон розподілу; кореляція значима при $p < 0,050$)

Table 7. Results of multiple Pearson correlation analysis for high water years (all variables do not fall under normal distribution law; correlation is significant at $p < 0.050$)

Показники		Коефіцієнти кореляції із винесенням ^{90}Sr			
		Всі басейни		Лівобережні басейни	
		1997	1998	1997	1998
1	Площа сухих западин, % від площі басейну	0,26	-0,09	0,82	0,66
2	Кількість усіх западин	0,48	0,68	-0,35	-0,25
3	Кількість западин з водою і перезволожених	0,56	0,84	-0,30	-0,16
4	Щільність западин, шт./км ²	0,19	0,48	0,58	0,58
5	Густина гідромережі, км/км ²	-0,13	0,09	0,34	0,5
6	Меліорованість, %	-0,02	0,22	0,53	0,56
7	Площа кислих ґрунтів, %	-0,29	-0,15	0,91	0,98
8	Площа нейтральних ґрунтів, %	0,24	0,11	-0,91	-0,88

Табл. 8. Ранжування чинників за Спірменом (усі змінні не підпадають під нормальний закон розподілу)

Table 8. Ranking of Spearman factors (all variables do not fall under normal distribution law)

Показники		Коефіцієнти кореляції із винесенням ^{90}Sr			
		Всі басейни		Лівобережні басейни	
		1997	1998	1997	1998
1	Площа усіх западин, км ²	0,63	0,067	-0,29	0,036
2	Площа сухих западин та на піску, км ²	0,7	0,2	-0,39	0,07
3	Площа сухих западин, % від площі басейну	0,2	0,17	0,39	0,7
4	Площа западин з водою та перезволожених, км ²	0,75	0,37	-0,4	-0,07
5	Кількість усіх западин	0,77	0,38	0,16	-0,036
6	Кількість западин з водою і перезволожених	0,32	0,25	-0,39	0,57
7	Сума сухих западин і на піску	0,77	0,38	0,036	-0,04
8	Щільність западин, шт./км ²	0,0	0,28	0,1	0,6
9	Густина гідромережі, км/км ²	-0,63	-0,35	0,18	0,0
10	Площа кислих ґрунтів, %	-0,3	-0,39	-0,4	0,85
11	Площа нейтральних ґрунтів, %	0,13	0,26	-0,29	-0,78

Табл. 9. Чинники впливу на винесення та концентрацію ^{90}Sr у поверхневих водах на різних етапах після радіоактивного забруднення поверхні водозборів.

Table 9. Factors influencing the removal and concentration of ^{90}Sr in surface waters at different stages after radioactive contamination of the catchment surface

Загальний етап	Тривалість підетапу	Визначальні чинники впливу	
		на об'ємну активність ^{90}Sr у поверхневих водах	на річні обсяги винесення ^{90}Sr
1986-1989 значна перевага твердофазних слаборухливих форм ^{90}Sr	1986-1989	Частка притоку ґрунтових вод (-) Рівень води в каналі (+)	Кількість сухих западин (-) площа перезволожених западин (-), частка притоку ґрунтових вод (-) площа провідних западин (%) (+) площа кислих ґрунтів (pH < 6) (+) щільність гідромережі (+); відносна площа органічних ґрунтів (-)
1989-1996	1991, 1993-1995 1991-1995 1992, 1995	Швидкість потоку (-)	Площа западин (-) Щільність гідромережі (+), стік (+), Площа кислих ґрунтів (pH < 6) (+)
1997-2001 (багатоводний)	Не виділено	Швидкість потоку (-) Окиснюваність води (+); рівень води в каналі (+)	Площа западин (-), частка притоку ґрунтових вод (-) Щільність гідромережі (+), кількість перезволожених западин (+), площа провідних западин (+), щільність усіх западин (+); дренажність (+), зарегульованість (+)
2001 -2010 (середня і мала водність)	2001-2004 2004-2010	Швидкість потоку (-) рН води (-) Окиснюваність води (+);	Площа западин (-) Опади (+), стік (+), дренажність (+), щільність гідромережі (+), Частка притоку ґрунтових вод (+) Відносна площа лісу (-), щільність усіх западин (+)
2011-2013 (багатоводний)	Не виділено	Показники хімічного складу води, рН	Відносна площа лісу (-), частка притоку ґрунтових вод (-) Щільність гідромережі (+), опади(+), щільність западин (+), кількість перезволожених западин (+)

(+) – Пряма залежність; (-) – обернена залежність

Висновки. Розроблено метод прогнозування водного винесення забруднюючих речовин та їх концентрацій у воді, який спирається на параметризацію чинників впливу або біогеохімічних автореабілітаційних і мобілізаційних функцій водозбірної площі водотоку. Біогеохімічні функції водозбору реалізуються через сукупну дію багатьох статичних та динамічних чинників, серед яких, шляхом кореляційного аналізу, вибираються провідні. Сталі чинники характеризують слабо змінні в часі особливості водозбірної площі, динамічні є проявом добових, сезонних і річних змін метеорологічних та кліматичних умов. За допомогою ретроспективного аналізу досліджено зміни ступеню впливу статичних та динамічних чинників на водне винесення ^{90}Sr протягом тривалого періоду після аварії на ЧАЕС. Цей період можна розділити на етапи за набором визначальних чинників. У різний час до провідних статичних чинників належали: западинні форми, гідрографічна мережа, площа лісу, тип ґрунту, рН водної витяжки, меліорованість, зарегульованість гідрографічної мережі. Серед динамічних чинників важливу роль у формуванні концентрації ^{90}Sr у відкритих водотоках посідають окиснюваність, рН води, швид-

кість потоку. Неабияке значення повинні мати коливання рівня ґрунтових вод. Перспективне прогнозування ступеню забруднення ґрунтових вод може бути пов'язане з моделями, у яких комбінуються як статичні, так і динамічні чинники: щільність забруднення водозбірної поверхні, інфільтраційне живлення, потужність зони аерації, середньомісячна температура повітря, кількість опадів тощо.

Представлений методичний підхід може бути ефективним для прогнозування винесення ^{90}Sr водотоками при ландшафтовідновленні в умовах функціонування Чорнобильського біосферного радіологічного заповідника. Сучасний маловодний період розпочався 2014 року і міг би бути порівняний із періодом 2001-2007 рр., для якого визначено провідні чинники. Проте коректність такого порівняння може бути встановлена лише після уточнення контурів ландшафтів (лісових масивів та боліт), а також відновлення спостережень на тих самих об'єктах, – для уточнення головних чинників впливу на винесення радіонуклідів у нових кліматичних умовах. Це пов'язано із тенденцією зростання середньорічних температур, аномаль-

ним зниженням РГВ, переосушенням одних ландшафтів та заболоченням інших, розширенням площі лісу.

Автори висловлюють подяку Д.В. Чорному за виконання кластерного аналізу та допомогу в оформленні статті.

Література

1. Кашпаров В.О. Формування і динаміка радіоактивного забруднення навколишнього середовища під час аварії на Чорнобильській АЕС та в післяаварійний період // Чорнобиль. Зона відчуження [зб.наук.праць]. К.: Наукова думка, 2001. С. 11-46.
2. Шевченко О.Л. Визначення бар'єрної стійкості водозбірних басейнів на основі статистичного аналізу ландшафтних чинників // Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту, 2016. Вип. 268. С. 82-92.
3. Shevchenko A.L., Charnyi D.V., G.A. Akinfiev and S.I. Kireev. Factors Governing Strontium-90 export with Surface Runoff in the Chernobyl NPP Restricted Zone // Water Resources, 2016. Vol. 43. №3. P.522-532.
4. Закономірності міграції техногенних радіонуклідів на меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження (за результатами досліджень 1986-2004 рр.) / [Шевченко О.Л. [та ін.]; гол. ред. В.А. Сташук. Херсон: Олді-плюс, 2011. 415 с.

5. Долін В.В., Бондаренко Г.М., Орлов О.О. Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи. К.: Наукова думка, 2004. 221 с.

6. Шевченко О.Л. Роль западинного мікрорельєфу та інших чинників у формуванні водного винесення радіоактивного стронцію/ О.Л. Шевченко, В.М. Бублясь // Збірник наукових праць УкрДГРІ, 2013, №3 – С. 84-97.

References

1. Kashparov, V.O. (2001), Chernobyl. Zona vidchydgenyia, K.: Naukova dumka, pp. 11-46. (Ukr.)
2. Shevchenko, O.L. (2016), Scientific works of the Ukrainian Hydrometeorological Research Institute, 268, pp. 82-92.
3. Shevchenko A.L., Charnyi D.V., G.A. Akinfiev and S.I. Kireev. (2016), Water Resources. Vol. 43. №3. pp.522-532.
4. Shevchenko, O.L. et. al., (2011), Patterns of relationship of migration of mancaused radionuclides on the reclamation systems of the Chernobyl Exclusion Zone (according to the results of the research of 1986-2004), Kcherson, Oldi-plus, 415 p.
5. Dolin, V.V., Bondarenko, G.N., Orlov O.O. (2004), Samoohyschennya pryrodного seredovyzcha pisl'ya Chornobyl's'koyi katastrofy. K.: Naukova dumka, 221 p. (Ukr)
6. Shevchenko, O.L., Bubl'ias', V.M. (2013), Collection of scientific works of UkrDGRI, 3, pp. 84-97.

GENERALIZATION OF FACTORS FOR THE INVOLVEMENT OF RADIONUCLIDES IN WATER MIGRATION

Shevchenko O., D.Sc. (Geol.), Institute of Geology, Taras Shevchenko Kyiv National University, shevch62@gmail.com, <http://orcid.org/0000-0002-5791-5354>

Akinfiev G., Head. Coll., SE "Ukrainian Geological Company"

This article supplements the previous publication on the principles of radioecological monitoring. It describes in more detail the procedure for the selection of factors affecting the mobilization (or remobilization) and aqueous removal of ⁹⁰Sr. This procedure is basic in the methodological approach of prediction of concentrations and aqueous removal of radionuclides by permanent landscape-geochemical and dynamic hydrometeorological factors. The feasibility of this approach is justified by retrospective analysis and significant correlation coefficients between the features of the geological environment and the landscape and the aqueous removal of radionuclides from individual basins. For correct analysis, a planar assessment of landscape-geochemical factors should be provided for at least 8 watersheds in the same meteorological conditions. Generalization of factors, that is, selection of the most influential ones at separate stages of propagation and transformation of radioactive fallout at the catchment area, provides the creation of optimally simplified (unified) empirical regression models of concentration formation and pollutant removal. Generalization involves the consistent use of pairwise, cluster, factor, multiple correlation analyzes. It has been shown that individual landscape-biogeochemical factors have a greater influence on the aqueous deposition of a radionuclide 10 to 15 years after the radioactive fall to the surface than the reserves of this radionuclide in the catchment area. The ultimate goal is to determine the barrier resistance of catchments and the protection (or vulnerability) of surface and groundwater to radioactive contamination by a particular radionuclide.

Keywords: factors, geochemical background, radionuclides water drainage, landscape, radiological indices, catchment basin, multiple correlation analysis, factor analysis, cluster analysis.