

О. Щербак, асп.  
Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко, Киев

### МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ОЦЕНКИ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ПОДЗЕМНУЮ ГИДРОСФЕРУ НА ПРИМЕРЕ ХЕРСОНСКОЙ ОБЛАСТИ

*Рассмотрена проблема деградации подземных вод под влиянием антропогенной деятельности. Особое внимание уделено применению количественных критериев и ГИС-технологий для оценки пространственно-временных особенностей изменения антропогенного влияния на подземную гидросферу. Предложен методический подход для региональных оценок этих изменений на примере Херсонской области.*

O. Scherbak, asp.  
Taras Shevchenko National University of Kyiv, Kyiv

### METHODOLOGICAL ASPECTS OF ASSESSING ANTHROPOGENIC LOAD ON THE UNDERGROUND HYDROSPHERE BY EXAMPLE OF KHERSON REGION

*In this paper the problem of groundwater degradation under the effect of anthropogenic activities was described. Special attention is paid to the application of quantitative criteria and GIS-technology to study the space-time features of change the anthropogenic load on underground hydrosphere. The methodological approach was proposed to analyze this process in regional scale by example of Kherson region.*

УДК 577.41/577.391

О. Шевченко, канд. техн. наук, докторант  
Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Київ

### РЕТРОСПЕКТИВНИЙ АНАЛІЗ ПРІОРИТЕТНОСТІ ЧИННИКІВ МОБІЛІЗАЦІЇ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН

*(Рекомендовано членом редакційної колегії д-ром геол.-мін. наук, проф. М.М. Коржневим)*

*Продемонстровано ефективність методологічного підходу до створення емпіричних регресійних моделей формування концентрації та річного винесення радіонуклідів, шляхом поетапного підбору чинників, які характеризують водозбірний басейн і обумовлюють ступінь вторинного радіоактивного забруднення водотоків.*

**Вступ.** Забруднення наземної та підземної гідросфери в наш час набуло дуже значних масштабів, як за поширенням по площі та в глибину, так і за кількістю джерел забруднення та переліком забруднюючих речовин. Продовжується розповсюдження водними шляхами розчинних техногенних радіонуклідів аварійного викиду 1986 р. із прилеглої до Чорнобильської АЕС зони. Моніторингові спостереження, що проводяться в зоні відчуження, забезпечують контроль поточної об'ємної активності підземних і поверхневих вод; проте отримувана інформація не використовується повною мірою для прогнозування або хоча б екстраполяції на інші водні об'єкти, які не охоплені режимною мережею.

Досвід впровадження водоохоронних заходів в зоні відчуження Чорнобильської АЕС переконує, що об'єми водного винесення радіоактивного  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  слабо підпорядковуються цим заходам, а більшість прогнозів далекі від наступних реальних сценаріїв розвитку радіологічної ситуації. Можливо це пов'язано із тим, що радіоекологічні ефекти здебільшого виявляються тимчасовими а довготривалі наслідки від проведених заходів важко передбачити. Обґрунтування ефективності таких заходів, як правило, спирається на припущення про розвиток вірогідної загрозливої ситуації, яке підтвердити після впровадження заходу неможливо. Можна згадати загальновідомий приклад із будівництвом лівобережної дамби вище Янівського мосту в зоні відчуження, коли тривалий час в її верхньому б'єсфі, за відсутності високих повеней, за рахунок підпору регулярно відбувалось вимушене підтоплення та затоплення сильно забруднених земель, а надлишкова вода з високим вмістом радіонуклідів скидалась за допомогою польдерної насосної станції у Прип'ять [1,3]. Найбільш вірогідно, що в р. Прип'ять починаючи з 1993 р. (введення у дію лівобережного водоохоронного комплексу) було штучно скинуто більше радіоактивності, ніж це могло статись за рахунок однієї високої повені 1999 р., коли дійсно могло відбутись суцільне затоплення огороженої частини заплави за відсутності захисної дамби.

Головне завдання даної роботи полягає у розробці методу аналізу зібраної інформації, який би дозволив виділяти головні предиктори та будувати регресійні прогнозно-епігнозні залежності для різних етапів після-аварійного циклу з можливістю адаптації моделей до слабо вивчених водозбірних басейнів. Знання про чинники вторинного забруднення водотоків допоможуть завчасно розробляти та скеровувати диференційовані водоохоронні заходи для попередження значного винесення радіонуклідів.

**Методи та об'єкт дослідження.** Тим не менш, порівняння радіоекологічної ситуації та величин водного винесення радіонуклідів з водозбірних басейнів, які мають порівнювані запаси забруднювачів та у різній мірі зазнали втручання, дозволяє стверджувати, що концентрація у воді та сумарна винесена відкритим водним шляхом активність відображають відносно сталі особливості природної та техногенної обстановки в межах кожного з водозборів. Ці стабільні індивідуальні ознаки басейнів: густину гідрографічної мережі, характер рельєфу, переважаючий тип ґрунтів, площу лісу тощо, будемо зараховувати до *статичних чинників*. Завдяки останнім кількісне значення винесення з окремого водозбору могло б залишатись більш менш рівним, якби не змінювались зовнішні, переважно метеорологічні чинники, залежні від них характеристики стоку, а також властивості самого забруднювача: співвідношення його фіксованих та рухливих форм. Чинники, що змінюються по роках та в межах року будемо відносити до *динамічних*. Серед них *зовнішні*: сума річних опадів, їх розподіл у часі; а також *внутрішньо-басейнові*: характер повені, річний поверхневий стік, окремі показники хімічного складу поверхневих та ґрунтових вод, а також їх рівні, стан каналів, пов'язаний із їх заростанням, замуленням та регулюванням, відносна площа підтоплених земель, окиснюваність і рН поверхневих вод тощо. Зовнішні чинники можуть бути спільними для усіх басейнів, а внутрішньо-басейнові – мають індивідуальні значення. Усі перераховані вище чинники можна вважати сторонніми, оскільки на пряму на обсяги винесення радіонукліду впливає лише його сумарна активність (запас) на водозбірній площі.

Внутрішньобасейнові чинники добре корелюють із концентрацією забруднювача у воді. Тобто, підставляючи їх прогнози значення у регресійну модель, визначену для окремого водотоку, можна прогнозувати концентрацію поллютанта (для радіонуклідів слід робити поправку на радіоактивний розпад). Динамічні зовнішні чинники обумовлюють суттєву мінливість об'ємів винесення з одного басейну за різні роки. Отже, для того щоб з'ясувати роль і ступінь впливу зовнішніх чинників слід порівнювати їх значення *по різних роках* із відповідними значеннями винесення *для кожного із басейнів окремо*, а для того щоб оцінити вплив статичних характеристик слід порівнювати вибірку значень винесення з усіх найбільш вивчених *басейнів* із вибіркою відповідних індивідуальних побасейнових показників *окремо для кожного року спостережень*. *Ретроспективний аналіз* полягає у визначенні причин мінливості ступеню обумовленості винесення або концентрації забруднювача певними статичними або динамічними показниками за різні періоди після його емісії в середовище. Ступінь обумовленості визначається коефіцієнтами парної кореляції між значеннями водного винесення та параметром, що кількісно виражає статичний чинник. Якщо значущість коефіцієнта кореляції між винесенням і певним чинником суттєво зменшується, для регресійної моделі слід вибирати інший чинник, високий ступінь впливу якого на даному етапі (або для певного року) підтверджується значущим коефіцієнтом кореляції. Для пояснення змін ступеню впливу чинника на винесення необхідно знати про реальні зміни, що мали місце в природній обстановці або у зв'язку із втручанням людини, та мати інформацію про трансформації, які відбувались із досліджуваным забруднювачем.

Звідси випливає, що вивчення ступеню впливу природних та антропогенних чинників (характеристик водозбору) на процеси вторинної контамінації впродовж тривалого часу допоможе пояснити та передбачити реакцію даного або подібного водозбірного басейну на забруднення, з урахуванням метеорологічної обстановки. Передбачається також, що ступінь впливу тих чи інших показників середовища на міграцію змінюватиметься в часі залежно від трансформацій та перерозподілу поллютантів по поверхні і на глибину. Тобто, кожен трансформаційний етап з переважанням певної форми міграції забруднювача, або навіть кожен рік, будуть відрізнятися за набором пріоритетних чинників.

**Метою** вивчення зв'язків між річною кількістю водного винесення забруднювача з території певного басейну та окремими характеристиками цього басейну є визначення закономірностей часових змін цих зв'язків, пошук визначальних чинників, встановлення основних шляхів та механізмів залучення забруднювача до водної міграції, а також створення регресійних прогнозно-епігнозних моделей.

Для апробації даної методики цілком підходить Чорнобильська зона відчуження, яка достатньо вивчена, а більшість її водних об'єктів контролюється службою радіоекологічного моніторингу. Тут для порівняння можна використати не лише басейни малих річок але й басейни окремих магістральних каналів осушувальних систем. Концентрація певного радіонукліду у водах каналу відобразить в першу чергу щільність забруднення ним водозбірної поверхні. Але значення річного винесення інтегрально враховує і сукупну дію всіх процесів та чинників, що визначають і впливають на вторинне забруднення або самоочищення ґрунтових вод та водотоку [4]. Оскільки для осушувальних систем характерна висока інтенсивність дренажу ґрунтових вод відкритою мережею каналів, то забруднення вод каналів, особливо у меженний період, відображає також

інтенсивність забруднення ґрунтових вод і ступінь сприятливості до цього природних умов.

В якості забруднювача вибрано найбільш рухливий водний мігрант –  $^{90}\text{Sr}$ , концентрації якого у поверхневих та ґрунтових водах Чорнобильської зони вищі, ніж інших радіонуклідів.

Методичний підхід до ретроспективного факторного аналізу передбачає наступні кроки:

1) збір інформації про винесення радіонукліда водотоками за окремі роки впродовж всього часу після його надходження на поверхню водозбору;

2) обґрунтування окремих метеорологічних етапів на основі визначення забезпеченості річної суми опадів, стоку, рівнів ґрунтових вод; оцінка зв'язку між динамічними чинниками та водним винесенням радіонукліду за весь період спостережень та по окремих етапах;

3) виділення і оцифрування границь водозбірних басейнів, визначення їх площі; оцінка запасів радіонукліду в межах окремих басейнів;

4) вибір провідних статичних чинників, – характерних ознак ландшафту, на основі аналізу експериментальних даних; класифікація та оцифрування граничних положень цих ознак в межах виділених басейнів, з утворенням відповідних шарів у геоінформаційній системі "MapInfo";

5) кількісна характеристика статичних чинників (відносна площа, щільність, кількість тощо);

6) проведення парного кореляційного аналізу по окремих роках для вибору найбільш інформативних змінних (предикторів);

7) побудова хронологічних графіків мінливості коефіцієнтів кореляції з виділенням періодів максимального впливу чинника на досліджуваний показник забруднення; обґрунтування цих періодів; вибір пріоритетних чинників впливу для кожного виділеного етапу;

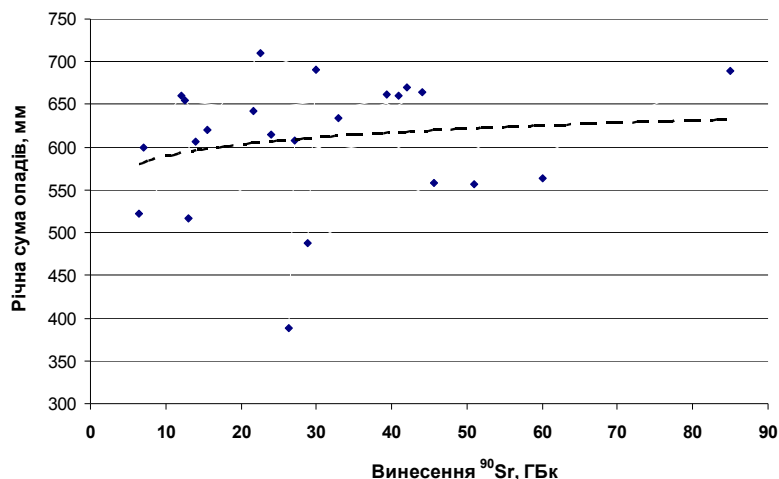
8) виконання багатофакторного регресійного аналізу з вибіркою використанням 2-3 чинників;

9) використання вибраних чинників в якості незалежних предикторів для побудови регресійних моделей.

**Результати та обговорення.** Роль динамічного чинника оцінювалась для кожного з басейнів за весь період спостережень (рис. 1), а потім виконувався кореляційний аналіз між динамічним чинником і відповідними значеннями винесення з площі кожного окремого басейну за певні етапи, виділені на основі знань про багатоводні та маловодні періоди, цикли трансформації радіоактивних випадіннь, а також на основі аналізу графіків мінливості коефіцієнтів кореляції по роках, побудованих для статичних чинників.

Коефіцієнти кореляції між кількістю річних опадів та водним винесенням  $^{90}\text{Sr}$  (табл. 1) демонструють ступінь підготовленості переважаючих форм радіонукліду до залучення у водні потоки і дозволяють обґрунтувати етапи, під час яких  $^{90}\text{Sr}$  перебував переважно у складі слаборухливої паливної компоненти (1986–2000 рр.) та перейшов у розчинні й обмінні форми (2001–2011 рр.). У зв'язку із переважанням паливної компоненти, в перші роки більш помітна затримка реакції винесення на високу кількість опадів (рис. 2). Так, підвищене винесення каналом МК-1  $^{90}\text{Sr}$  в 1991 р. (46 ГБк) стало реакцією на високу кількість опадів (608 мм) у 1990 р. Так само, значне винесення 1994 р. пов'язано із високою сумою опадів (691 мм) у 1993 р. Надалі, з 2001 року, така залежність втрачається, набуваючи більш синхронного вигляду, і лише інерційне збільшення винесення у 2005–2006 рр. пов'язане із циклом багатоводних років, що почався з 2004 р.

Для Північно-західного басейну (МК-5) коефіцієнт кореляції між винесенням 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.

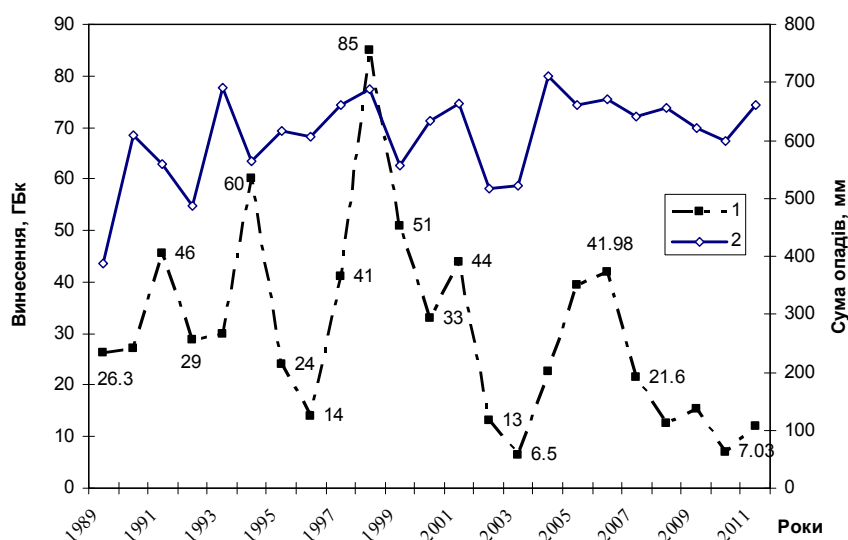
Рис. 1. Ступінь залежності водного винесення  $^{90}\text{Sr}$  каналом МК-1 за рік від суми річних опадів

Таблиця 1

Коефіцієнти кореляції між кількістю винесеного з водозбірної басейну  $^{90}\text{Sr}$  та річною сумою атмосферних опадів

Період	Водозбірний басейн за назвою основного водотоку					
	МК-1 Прип'ятської осушувальної системи	Північно-західний до витоків 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

Рис. 2. Співставлення річної кількості винесеного каналом МК-1  $^{90}\text{Sr}$  (1) із сумою атмосферних опадів (2)

Несподівано низькими виявились коефіцієнти кореляції між величиною річного стоку та сумою річних опадів: вони коливаються в межах від 0,43 (для одного з найбільш зарегульованих та меліорованих басейнів лівобережжя р. Прип'ять) до 0,55 (р. Сахан).

Таким чином, співставлення об'ємів винесення  $^{90}\text{Sr}$  із такими динамічними чинниками, як річна кількість опадів та обсяги річного стоку, виявило невисокий ступінь залежності для повного періоду спостережень та окремих метеорологічних та трансформаційних етапів, що переконує в існуванні інших дієвих чинників.

Для окремих магістральних каналів виконано багатофакторний аналіз залежності концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у воді ( $C_{\text{Sr}}$ ) від швидкості потоку ( $V$ ), окиснюваності перманганатної ( $Оп$ ) та рН води. Вибір цих чинників попередньо обґрунтовано парним кореляційним аналізом [2]. За результатами багатофакторного регресійного аналізу не всі чинники виявились значущими. Проте, практично в усіх варіантах регресійних моделей окиснюваність

( $Оп$ ) 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 (об'ємна активність  $^{90}\text{Sr}$  у воді каналу МК-5 Прип'ятської системи за даними 1998–2001 рр.) має вигляд:

$$C_{\text{Sr}} = -4,526 + 0,99 \cdot Оп - 46,56 \cdot e^V - 4,3 \cdot 10^{-16} e^{On} + 8,239 pH \quad (1)$$

Серед статичних чинників для факторного аналізу було вибрано: густину гідрографічної мережі, переважаючий тип ґрунтів (органогенні, мінеральні, органіно-мінеральні); рН водної витяжки ґрунтів; площу, кількість та щільність западин; відносну площу лісу. Оскільки осушувальні системи розташовано переважно в межах плоских, заплавлених територій, то ознаками макрорельєфу було вирішено знехтувати.

Густина гідрографічної мережі має дуже суттєвий вплив на водне винесення радіонуклідів – коефіцієнти кореляції досягають 1 (рис. 3). Причому цей зв'язок з роками посилюється та набуває стабільного характеру. Низькі коефіцієнти кореляції співпадають із маловод-

ними роками (1990 і 1996), для яких характерний рівномірний розподіл та невисока кількість опадів, що відобразилось на аномально низьких значеннях водного винесення активності за наявності досить густої гідрографічної мережі.

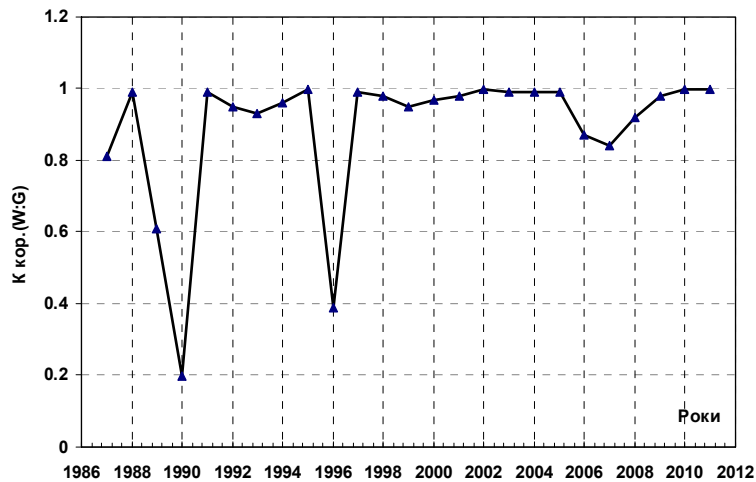


Рис. 3. Зміни характеру впливу густини гідрографічної мережі (G) на винесення <sup>90</sup>Sr (W) за період після аварії на ЧАЕС (для 11 малих водозбірних басейнів)

Водневий показник (рН водної витяжки) ґрунтів проявляв значущий ступінь впливу на залучення <sup>90</sup>Sr до водної міграції лише у перші роки після аварії (рис. 4). Загалом цей вплив дуже нестійкий у часі. Порівняно високі значення K<sub>кор.</sub> у перші роки після випадіння радіоактивних речовин можна пояснити участю органічних кислот ґрунту у вилугуванні <sup>90</sup>Sr з паливних частинок. Після виходу основної частини <sup>90</sup>Sr із твердофазної матриці рН перестає відігравати суттєву роль у водній

міграції радіонукліду. Вплив рН має обернений зв'язок із кількістю опадів (K<sub>кор.</sub> = - 0,58), що може свідчити про підпорядкованість кислотності ґрунту динамічним факторам, тобто про його мінливість по сезонах року та у роки різної водності. З початком багатоводних (>600 мм) 1996-2001 років (1999 р. відрізнявся багатоводною повінню) вплив цього чинника на винесення <sup>90</sup>Sr помітно знизився. Так само незначним був його вплив під час наступного багатоводного циклу, що почався з 2004 р.

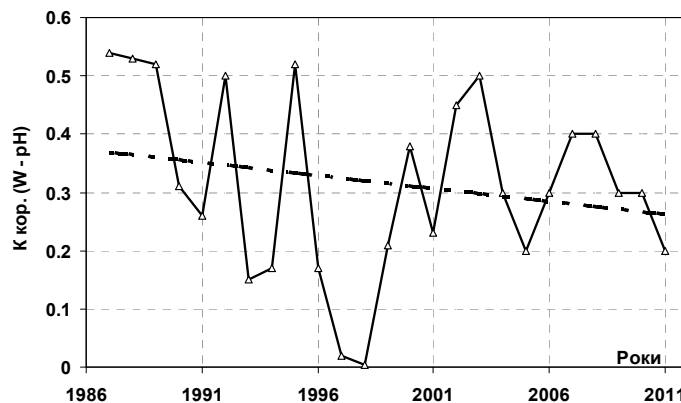


Рис. 4. Коливання показника залежності винесення <sup>90</sup>Sr (W) від відносної площі (%) кислих ґрунтів на водозборі (рН водної витяжки менше 6)

Цілком логічно виглядає обернена залежність винесення стронцію від відносної площі лісу на водозбірній площі (рис. 5). Причому роль лісу у затримці <sup>90</sup>Sr зростає по мірі віддалення від моменту аварійних випадіння, що пояснюється збільшенням частки обмінних і водорозчинних форм радіонукліду, здатних поглинатися рослинністю. У багатоводні роки роль лісу також більш вагома.

Серед западинних форм виділено п'ять класів: 1) западини сухі 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 лісо-

вих 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. За результатами кореляційного аналізу побудовано хронологічні графіки, що демонструють невитриманість ступеню зв'язку між незалежним чинником і винесенням <sup>90</sup>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<sub>кор.</sub> знову характерні для маловодних років.

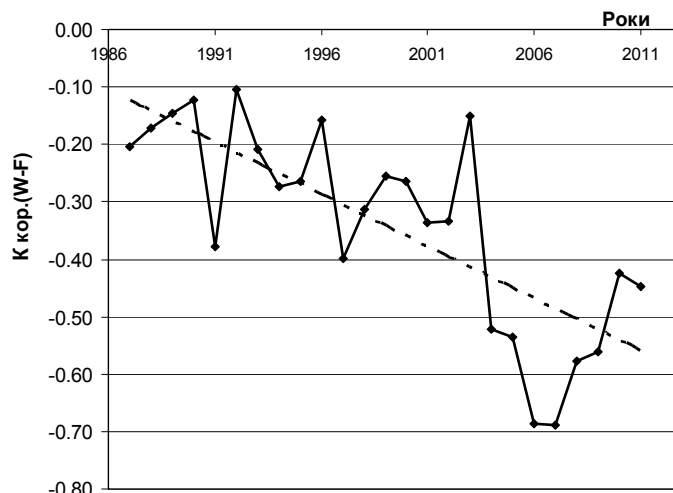


Рис. 5. Хронологічна зміна ступеню оберненого впливу відносної площі лісу (F) на водозборі на водне винесення  $^{90}\text{Sr}$  (W) (для 9 водозбірних басейнів)

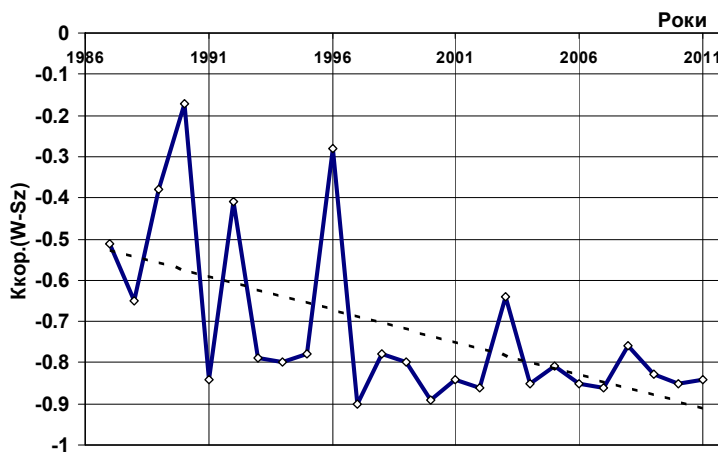


Рис. 6. Динаміка залежності об'ємів винесення  $^{90}\text{Sr}$  (W) від площі всіх западин (Sz) в межах окремих басейнів зони відчуження (N= 9...11)

Очевидно, що більша частина площі западин працює на утримання поверхневого стоку і механічних частинок, що містять  $^{90}\text{Sr}$ . Проте великі сухі, або так звані провідні, западини суттєво збільшують водне винесення  $^{90}\text{Sr}$  шляхом прискореного переведення його в ґрунтові води а з ними в канали, що проявляється через високі позитивні значення  $K_{\text{кор}}$ . (0,5-1,0) між відносною (від площі басейну) площею цих западин та винесенням. Транзитна роль провідних западин збільшується по мірі вивільнення  $^{90}\text{Sr}$  із паливної матриці. Період відносної стабілізації значень коефіцієнта кореляції між винесенням  $^{90}\text{Sr}$  та показниками, що характеризують поширення западинних форм

настає з 1997 року, що співпадає з початком багатоводного циклу та періоду наростання дисоційованих, рухливих форм радіонуклідів і переважання їх над часткою  $^{90}\text{Sr}$  у паливних частинках.

Підтверджується значна роль западин у водній міграції радіонуклідів при проведенні факторного аналізу (табл. 2), який дозволяє враховувати не лише вплив окремих чинників на процес водного винесення але й сукупний вплив усіх вибраних чинників та їх взаємозалежність. Виявилось, що для окремих територій набір пріоритетних чинників за один і той самий рік може бути різним (табл. 2, 3).

Таблиця 2

Результати множинного кореляційного аналізу за Пірсоном для окремих багатоводних років (узі змінні не підпадають під нормальний закон розподілу)

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

Регресійні моделі, що описують залежність водного винесення полютанта каналом або рікою ( $W$ ) від пріоритетних чинників (предикторів) можуть мати різний математичний вигляд. Наприклад, для лівобережних басейнів р. Прип'ять винесення  $^{90}\text{Sr}$  в 1998 році добре апроксимується логарифмічною моделлю із статистично значущими значеннями параметрів  $b_i$  при перемінних, що описують статичні чинники:

$$W = -11157,7 + 0,0041 \cdot Z_{Sr} - 776,2Gz - 2037,3Gg - 156 \ln Z_{Sr} + 10191,2 \ln Gz + 2879,2 \ln Gg \quad (2)$$

Підставляючи у дану модель визначені величини статичних чинників (щільність усіх западин на водозбірній площі ( $Gz$ ), густину гідромережі ( $Gg$ ), запас активності стронцію-90 на водозборі ( $Z_{Sr}$ )) по одному з лівобережних водотоків, для якого винесення  $^{90}\text{Sr}$  у свій час не визначалось, можна встановити його з високою достовірністю. Для іншого року, або для водотоку правобережної частини зони відчуження, найбільш вдала регресійна модель виглядатиме інакше, оскільки більш

впливовими можуть виявитись інші чинники (табл. 3). Наприклад, найбільш адекватна модель (коефіцієнт множинної кореляції дорівнює 0,96, ступінь достовірності описання процесу або коефіцієнт детермінації  $R^2 = 0,93$ ), що описує винесення  $^{90}\text{Sr}$  з правобережних та лівобережних басейнів в 1997 р., має кубічний вигляд (3) і, крім  $Z_{Sr}$ , використовує інші предиктори: кількість сухих западин, в т.ч. на піску ( $N_{c.n.}$ ), та ступінь зарегулювання водотоків ( $Rf$ , %), оскільки комбінації інших чинників не дають більш точного математичного описання винесення  $^{90}\text{Sr}$  за цей рік.

$$W = -6035,923 + 0,014Z_{Sr} - 2,736N_{c.n.} + 87,147Rf - 2,14 \cdot 10^{-14} \cdot Z_{Sr}^3 + 5,3 \cdot 10^{-6} \cdot N_{c.n.}^3 - 0,0027Rf^3 \quad (3)$$

При виконанні прогнозів для схожих за сценаріями водності років по формулах (2) і (3), звичайно, слід враховувати поправку на природний радіоактивний розпад для запасів радіонукліду на водозбірній площі.

Таблиця 3

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

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

За результатами факторного аналізу 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 слаборухливих форм  $^{90}\text{Sr}$ , винесення добре корелювало із площею перезволожених западин (обернена залежність); відносно площею всіх западин, сухих западин та кислих ґрунтів (в усіх випадках прями залежності); відносно площею органогенних ґрунтів (обернена залежність).

**Висновки.** Розроблено метод прогнозування водного винесення забруднюючих речовин та їх концентрацій у воді, який спирається на параметризацію біогеохімічної обстановки всієї водозбірної площі водотоку, чим відрізняється від існуючих моделей, що описують складні та неоднозначні процеси вторинного забруднення і самоочищення лише в межах русла. Утримуюча або стимулююча до водної міграції функція водозбору реалізується через сукупну дію багатьох статичних та динамічних чинників, серед яких, шляхом кореляційного аналізу, вибираються провідні. Статичні характеризують слабо змінні в часі ознаки 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  $^{90}\text{Sr}$  протягом тривалого періоду після аварії на ЧАЕС. Цей період можна розділити на етапи за набором визначальних чинників. В різний час до провідних статичних чинників належали: наявність западинних форм, густина гідрографічної мережі, площа лісу, переважаючі ґрунтові угруповання, рН водної витяжки, меліорова-

ність, ступінь зарегулювання гідрографічної мережі. Серед динамічних чинників важливу роль у формуванні концентрації  $^{90}\text{Sr}$  посідають: окиснюваність і рН води, а також швидкість потоку. Неабияке значення повинні мати коливання рівня ґрунтових вод.

Ретроспективний аналіз змін ступеню впливу чинника на винесення впродовж тривалого періоду після початку забруднення дозволяє виявити загальний характер перерозподілу радіоактивних випадків по поверхні спряжених ландшафтів, ступінь їх заглиблення, "внутрішні" зміни, що відбуваються із мігрантом – переважаючий перехід у рухливі або навпаки, – фіксовані форми.

Зручність і простота методу полягають у тому, що статичні характеристики водозбору можна визначати один раз на 15-20 років. Великі коефіцієнти парної кореляції та високий рівень значущості ( $p$ -level) забезпечують виявлення пріоритетних чинників впливу на об'єми водного винесення забруднювача для окремих етапів, виділених за циклами водності та переходами мігранта в інший фізико-хімічний стан. Побудовані на основі багатофакторного аналізу регресійні моделі дозволяють за значеннями статичних чинників визначати величину винесення за певний рік з басейну, що не входив до об'єктів охоплених моніторинговою мережею; а за значеннями динамічних чинників – прогнозувати або відтворювати концентрацію забруднювача у воді певного водотоку.

Прогнозування ступеню забруднення ґрунтових вод може бути пов'язане з моделями, в яких комбінуються як статичні, так і динамічні чинники: щільність забруднення водозбірної поверхні, інфільтраційне живлення, потужність зони аерації, рН води, вміст сульфатів тощо.

**Список використаних джерел**

1. Аналіз ефективності та варіанти експлуатації водоохоронного комплексу Лівобережної польдерної системи / О.Л.Шевченко, О.М.Козицький, І.Ю.Наседкін та ін. // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. – 2001. – Вип. 7. – С. 112-125.

2. Закономірності міграції техногенних радіонуклідів на меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження (за результатами досліджень 1986-2004 рр.): О.Л.Шевченко, О.М.Козицький, І.Ю.Наседкін та ін., 2011.

3. Лівобережна заплава: шляхи вирішення проблеми перезволоження та зростання виносу  $^{90}\text{Sr}$  через проран в дамбі №7 / О.Л.Шевченко, В.М.Шестопалов, О.І.Сахацький та ін. // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1999. – №14. – С. 51-57.

4. Шевченко О.Л. Метод інтегральної оцінки бар'єрної здатності водозборів / О.Л.Шевченко, С.І.Кіреєв // Екологія і ресурси. – 2005. – Вип. 11. – С. 77-86.

Надійшла до редколегії 20.12.12

А. Шевченко, канд. техн. наук, докторант  
Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Київ

**РЕТРОСПЕКТИВНИЙ АНАЛІЗ ПРИОРИТЕТНОСТІ ФАКТОРІВ МОБІЛІЗАЦІЇ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ**

*Продемонстрована ефективність методологічного підходу по створенню емпіричних регресійних моделей формування концентрації і годового вноса забруднювача, на основі поетапного підбору факторів, характеризуючих водосбор і визначаючих ступінь вторичного радіоактивного забруднення водотоку.*

O. Shevchenko, Cand. Sci. (Tech.)  
Taras Shevchenko National University of Kyiv, Kyiv

**RETROSPECTIVE ANALYSIS OF THE PRIORITY FACTOR IN THE MOBILIZATION POLLUTANTS**

*Efficiency of methodological approach is shown on creation of empiric regressive models of concentration forming and annual subtraction of contaminant. A model consists of independent parameters, characterizing of drainage area and determining the degree of the second radio contaminant of surface-stream flows.*

**ГЕОЛОГІЧНА ІНФОРМАТИКА**

УДК 550.3 (519.21)

З. Вижва, д-р фіз.-мат. наук, доц.  
Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Київ

**СТАТИСТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ СЕЙСМІЧНОГО ШУМУ  
У ТРИВИМІРНІЙ ОБЛАСТІ ЗМІННИХ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ ЧАСТОТНИХ ХАРАКТЕРИСТИК  
ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА**

*(Рекомендовано членом редакційної колегії д-ром геол. наук, проф. М.Н. Жуковим)*

*Розглянуто задачу статистичного моделювання випадкових полів у тривимірній області змінних (однорідних за часом та однорідних ізотропних за просторовими координатами на площині) при впровадженні у сейсмологічні дослідження для визначення частотних характеристик геологічного середовища. Побудовано модель та сформульовано алгоритм чисельного моделювання реалізацій таких випадкових полів на основі модифікованих інтерполяційних розкладів Котельникова-Шеннона для генерування адекватних реалізацій шуму сейсмограм.*

**Вступ.** У статті розглянуто задачу статистичного моделювання реалізацій випадкових полів з обмеженим спектром, які залежать від часу та задані на області площини, для впровадження в сейсмологічні дослідження з потребами визначення частотних характеристик геологічного середовища під будівельними майданчиками. Побудовано модель та на основі оцінок похибок середньоквадратичного наближення таких випадкових полів цією моделлю сформульовано алгоритм для чисельного моделювання реалізацій полів, адекватних реалізаціям шуму сейсмограм.

Реалізації статистичного моделювання таких випадкових полів важливо використовувати на практиці для виділення сейсмічного шуму від зовнішнього впливу і для того, щоб отримати відповідні оцінки частотних характеристик геологічного середовища області спостереження на площині. Вказані оцінки необхідно враховувати при будівництві об'єктів різного призначення з метою забезпечення надійності споруд.

Застосування розкладів одновимірних та багатовимірних детермінованих функцій в ряди Фур'є, в ряди Фур'є-Бесселя та в ряди по синк-функціям (інтерполяційні формули Котельникова-Шеннона) до просторового вивчення сил тяжіння та земного геомагнетизму, спектрального вивчення геологічної будови земної кори, дослідженню вільних коливань Землі та сфероїдальних коливань при збудженні землетрусами використовувались вже давно [1].

Моделі та алгоритми статистичного моделювання випадкових процесів та полів на основі розкладів в ряди широко використовуються в геологічних науках порівняно недавно: [14], [11], [8], [12], [10] та ін.

В статті розглянуто приклад застосування побудованих моделей та алгоритмів статистичного моделювання випадкових процесів та полів до задачі дослідження параметрів сейсмічного шуму для потреб визначення частотних характеристик геологічного середовища під будівельними майданчиками на плоскій області спостереження.

**Модель та алгоритм.** При статистичному моделюванні спостережених шумів сейсмограм використовувався метод, розроблений на основі спектрального розкладу [9] та модифікованої теореми Котельникова-Шеннона для випадкових полів з обмеженим спектром, однорідних за часом та однорідних ізотропних за просторовими координатами на площині.

Вказано розклад у модифікований ряд Котельникова-Шеннона для таких випадкових полів та тримано оцінки їх середньоквадратичного наближення частковими сумами цього розкладу з використанням результатів [7] та [2].

На основі такого розкладу побудовано модель [3] гауссівського однорідного за часом та однорідного ізотропного за просторовими координатами на площині випадкового поля  $\xi(t, \rho, \phi)$  на  $\mathbb{R} \times \mathbb{R}^2$  з обмеженим спектром, зосередженим на інтервалі  $[-\tilde{\omega}, \tilde{\omega}]$ , у вигляді :