

ДЕКОМПОЗИЦІЯ ГЕОГЕНІЧНОГО РАДОНОВОГО ПОТЕНЦІАЛУ ЗА ДОПОМОГОЮ ЛОГНОРМАЛЬНОГО КРИГІНГА

С.А. Вижва, О.В. Шабатура, В.І. Онищук, Д.І. Онищук, І.І. Онищук

ННІ “Інститут геології” Київського національного університету імені Тараса Шевченка, вул. Васильківська, 90, м. Київ, 03022, Україна, e-mail: vsa@univ.kiev.ua, sand@univ.kiev.ua, vitus16@ukr.net, boenerges@ukr.net, oivan1@ukr.net

Уперше для території помірного екологічного ризику та зануреної частини кристалічного фундаменту отримано дані щодо структурного і функціонального розподілу радонового геогенного потенціалу. Результати досліджень можуть бути покладені в основу під час планування подальших радонових програм, у тому числі моніторингу за спостереженнями еквівалентної рівноважної об'ємної активності радону. Аналіз факторно-просторової компоненти геогенного радонового потенціалу показує її відповідність лінійній моделі, що має декілька вкладених моделей з відмінними просторовими розмірами. Найбільші просторові кластери розмірністю понад 150 км найімовірніше пов'язані з кліматичним чинником, кластери понад 5 км – з поширенням різних типів ґрунту. Дрібніші просторові кластери співвідносяться з характеристиками геоморфологічно-ландшафтної будови території. Універсальність моделі відповідає речовинній складовій геогенного радонового потенціалу – автохтонному вмісту радію в часточках ґрунту. Застосування геогенного прогнозування, яке виконано за допомогою геостатистичних методів, дає змогу коректніше виконувати масові вимірювання рівнів радону в повітрі приміщень і ґрунті, закладати моніторингові точки спостережень на територіях з високими дозовими навантаженнями, планувати ресурси для проведення радіологічних вимірювань і захисних заходів.

Ключові слова: радон, геогенний радоновий потенціал, логнормальний кригінг, грідинг, радонові ризики.

Вступ. Створення системи моніторингу радононебезпеки неможливе без знання детальної геологічної, геофізичної та іншої інформації. Для узгодження відмінностей в репрезентативності результатів радонового знімання застосовують концепцію карт радонових ризиків, під якими розуміють різні типи карт, зведені на спільній геоінформаційній основі: первинні (радіометричні, радіохімічні (U, Th, K-40, Rn тощо); вторинні (розподіл радіаційних доз, яких зазнають жителі регіону від зовнішніх і внутрішніх джерел випромінювання; розподіл концентрацій радону в повітрі житлових приміщень і на робочих місцях.

Прямий спосіб визначення розподілу радону в ґрунтовому повітрі потребує проведення коштовного радонового знімання. Тому широко залучають різноманітні радіометричні методи для перерахунку вмісту радону. Щоправда, безпосереднє перенесення існуючих геолого-геофізичних даних на радоновий рівень у ґрунтовому газі не доцільно через неоднозначний зв'язок між цими величинами. Високі рівні радону можуть бути виявлені в районах, де відсутня уранова мінералізація, але здебільшого вищий вміст радону фіксують у ґрунтах, які залягають на породах з високим вмістом урану. Тому реалізують комплексний підхід до коректного ув'язування геологічної інформації з результатами польових вимірювань, що дає змогу правильно оцінити “геогенний радоновий потенціал” (ГРП) – потенціальну кількість радону, який виділяється з ґрунтових покривів або з глибших шарів і створює ризик для населення. Натурні вимірювання розподілу радону в ґрунтовому повітрі слід виконувати виходячи із конкретних геологічних умов досліджуваної території у комплексі з визначенням типу ґрунтів, вмісту урану, радію, проникності ґрунтів, їх вологості, геолого-структурних і геоморфологічних даних території. Інакше дані радонових вимірювань без урахування цих факторів становитимуть істотну варіацію ГРП у різних місцях [1].

Першочергове завдання геостатистичного оцінювання даних радонових вимірювань – визначення геологічних структур з однаковим ГРП, що ґрунтується на вивченні просторового розподілу показників кореляції між концентрацією радону і геологічними особливостями району робіт [20]. Така класифікація досліджуваних територій спрямована на розділення властивостей ГРП, що не обов'язково збігається з традиційними геологічними класифікаціями. Інший практичний бік дослідження – правильне планування радонових вимірювань, що полягає у необхідному згущенні

точок вимірювання в районах з високим ГРП і їх розрідженні в однорідних геологічних комплексах. Такий підхід підвищує економічну ефективність програм у цілому.

Німецький досвід свідчить, що для просторового відображення ГРП території можна використовувати емпіричну рангову класифікацію [10 – 14]. Кожен з двох основних параметрів класифікатора (концентрація радону в ґрунтовому повітрі і проникність ґрунту) поділяють на 3 класи, в яких концентрація радону в ґрунтовому повітрі має більшу вагу. За наповненням рангової матриці клас ГРП отримує ранг від 1 до 6.

Подібний підхід реалізують і за геостатистичного картування радонового ризику конкретної зони з визначенням усього трьох категорій: 1) високий, 2) середній, 3) низький ступінь ризику. У США за зону з високим ГРП прийнято зону з передбаченим середнім рівнем >148 Бк/м³. Розподіл концентрації ґрунтового радону підрозділяють на категорії (кБк/м³): 1) “низький” (<10); 2) “середній” (10–100); 3) “підвищений” (100–500); 4) “високий” (>500). У Бельгії [22] рівень більш як 250 Бк/м³ має ранг “високий радоновий ризик”; 150–250 Бк/м³ – “середній” і нижче за 100–150 Бк/м³ – “низький”. При цьому в Бельгії визначення радонового ризику ув’язано з двома параметрами: рівнем радону у приміщеннях і відносною кількістю приміщень, що перевищують деякий опорний рівень.

Перехід від оперування величинами в термінології ГРП до постановки радонового моніторингу впливає із підтвердженої багатьма фактами значущої позитивної кореляції між концентраціями радону в ґрунтовому повітрі і в повітрі приміщень. Однак на сьогодні не існує універсальної моделі, яка б описувала зв’язок рівня радону в ґрунтовому газі з його рівнем у приміщенні. Рівні радону з ґрунтового газу можуть відрізнятися один від одного на невеликих площах. Наприклад, за результатами дослідження розподілу еквівалентної рівноважної об’ємної активності (ЕРОА) у м. Києві виявлено будинки з ЕРОА за концентрації радону в повітрі приміщень у 900 Бк/м³ при концентрації його в ґрунтах вивчених територій від 10 до 20 кБк/м³ і більше [4]. Під час виконання радонової програми у ФРН встановлено усереднені рівні між ґрунтовым радоном і радоном у приміщеннях – від 500 кБк/м³ до 1000 Бк/м³ [10]. З цим відношенням 1 : 500 концентрація радону в ґрунтовому повітрі більш як 125 кБк/м³ може призводити до перевищення верхньої межі “нормального діапазону” концентрації радону в повітрі житлових приміщень у 250 Бк/м³, що вже визначає так званий діапазон дій. За даними публікації [4], до особливо небезпечних для населення

віднесено площі з концентраціями радону в ґрунтовому повітрі понад 40 кБк/м³, а до небезпечних – від 20 до 40 кБк/м³.

Наукова новизна і значущість дослідження. У розвинених країнах для оцінювання радонових ризиків найпоширенішим підходом є вимірювання радону в повітрі приміщень. Водночас реалізація моніторингових спостережень за рівнями радону у повітрі приміщень стикається з численними труднощами методологічного і організаційного характеру. На цей час не існує надійної теоретичної основи для прогнозування розподілу радону в приміщеннях середньо- і довготривалій перспективі. Тому комплексні дослідження з вивчення ГРП територій населених пунктів і суміжних з ними територій з різною геологічною будовою та відмінними типами ґрунтового покриття, різними вмістом урану (радію) і торію мають ґрунтуватися на побудові фізико-математичних моделей зв'язку ГРП з ЕРОА радону і торону в приміщенні.

Вперше для території помірного екологічного ризику та зануреної частини кристалічного фундаменту отримано дані щодо структурного і функціонального розподілу ГРП. Вони можуть бути покладені в основу під час планування подальших радонових програм, у тому числі моніторингу за спостереженнями ЕРОА радону і торону.

Переваги отриманих результатів. Геостатистичні методи дають корисні інструменти для вивчення просторового розподілу концентрації радону в повітрі приміщень або у ґрунтовому газі; на їх підставі можливе геоінформаційне моделювання радонових ризиків, градації територій тощо. Відомо, що логнормальний кригінг є потужним засобом для відображення і аналізу концентрації радону [5]. За допомогою варіограм, побудованих за картами розподілу радону, оцінюють взаємозв'язки між різними просторовими даними радіоекологічних досліджень [2, 3, 15–19, 21, 22], виконують їх геологічну інтерпретацію. Просторово-факторний аналіз даних радонових вимірювань також є інформаційним засобом кластеризації і встановлення кореляції між вимірюваннями на суміжних природних і антропогенових територіях.

За відсутності функціонального зв'язку між двома параметрами (концентрація радону в ґрунтовому повітрі, проникність ґрунтових горизонтів) і ГРП можливе використання емпіричної рангової класифікації. Кожен з двох параметрів поділено на 3 класи, концентрація радону в

грунтовому повітрі яких має більшу вагу. За наповненням рангової матриці клас ГРП отримує відповідний ранг від 1 до 6, за якими відбувається кластеризація зон.

Відповідність сучасному рівню досліджень. Детальні й комплексні моніторингові дослідження за станом навколишнього середовища, зокрема у вигляді окремих радонових програм, проводять останніми роками розвинені країни. Кожна країна формує перелік дій згідно зі своїм національним законодавством. З метою досягнення оптимального балансу між необхідністю утримувати жорсткі нормативи щодо дозових навантажень на населення та економічними можливостями уряду і екологічним станом застосовують різні підходи до встановлення радонових ризиків. Економічно виправданим ефективним підходом є включення сучасних геоінформаційних засобів до виділення аспектів радіаційного ризику від опромінення радоном якнайменш витратних і універсальних.

Практична цінність досліджень. Цінність геогенного прогнозування полягає у тому, що оцінювання величин кореляції між геологічними вимірюваннями рівня ґрунтового радону поблизу будинків і відповідними довготривалими його вимірюваннями усередині приміщень за допомогою статистичного методу слід брати до уваги під час аналізу розробки “реферативних”, “робочих”, “діючих” та “опорних” рівнів радону в повітрі всередині приміщень. Запропонований підхід дасть змогу уточнювати розмір ґраток зрівнювальної сітки та фактичну кількість радоноуразливих районів, а також може стати в пригоді за загального якісного оцінювання або моделювання спеціальними маркерами досліджуваних територій.

Перспективи подальших досліджень. Зауважимо, що факторно-просторова компонента ГРП з найбільшою просторовою розмірністю (понад 100 км) найпевніше пов’язана з кліматичним чинником. Подальше вивчення цієї компоненти дасть змогу поліпшити математичну модель введенням у неї модулів сезонної і добової нормалізації. Це, у свою чергу, зумовить коректніші масові вимірювання рівнів радону в повітрі приміщень і ґрунті, закладення моніторингових точок спостережень для зон з високими дозовими навантаженнями, планування ресурсів з метою проведення радіологічних вимірювань і захисних заходів.

Методика та викладення основного матеріалу. Картування радонових рівнів у ґрунтах можна здійснювати усередненням даних радонового знімання в межах деякої території або використанням сучасні геоінформаційні методи. Принципи розмежування зон можуть бути різними,

але в будь-якому разі необхідним кроком є радіометричне картування території. На першому етапі проводять спільне радіометричне і геологічне знімання, за даними якого будують атлас карт, що демонструють розподіл геологічних порід, які акумулюють материнські ізотопи еманції на земній поверхні і на різних глибинах ґрунтового покриву. Потім готують регіональні карти ГРП з використанням різноманітних геостатистичних методів.

Обчислювальна модель ставить за мету виконати декомпозицію просторових компонент і факторіальний кригінг даних радонового знімання. Типовий розподіл концентрацій радону в приміщеннях завжди має логнормальний характер, тому найпоширенішим є геостатистичний прийом факторіального кригінгу – логнормальний кригінг [9].

У загальному випадку для проведення геостатистичного аналізу необхідно обробити вихідні дані за такими послідовними логіко-обчислювальними процедурами:

- 1) логарифмічне перетворення концентрацій радону;
- 2) ґридінг–перехід від нерівномірного розподілу точок початкових даних до рівномірної регулярної мережі із заданим розміром просторової ґратки;
- 3) визначення розподілу даних за моделюванням варіограм, що дає змогу розрахувати універсальність матриці даних і їх варіаційну компоненту;
- 4) визначення розподілу даних шляхом його моделювання кригінгом.

Ступінь зростання варіограми з відстанню показує, як швидко зменшується вплив значення у точці вимірювання. Після того як варіограма досягає її обмежувального значення (або порогу), кореляція між значеннями втрачається і в просторовому відображенні має назву зони впливу. Для стаціонарних змінних $\gamma(h)$ зона впливу еквівалентна дисперсії D на відстані більше зони впливу:

$$\gamma(h) = 0,5D[(x+h) - Z(x)] = 0,5[D(Z(x+h)) + D(Z(x))] = \sigma^2$$

де x та $x+h$ належать до точок в n -вимірному просторі, x позначає точку (x_1, x_2) ; h – вектор; σ – середньоквадратична похибка; D – дисперсія; Z – дослідна функція.

Окремо перевіряємо корельованість $Z(x+h)$ і $Z(x)$ для всіх значень h . Якщо між ними корельованість відсутня, то це є граничним випадком повної відсутності структури.

Дослідну функцію перевіряємо на відповідність декільком класам функцій (сферичним, експоненціальним, логарифмічним тощо).

Окремими пунктом, крім отримання аналітичної функції, підбираємо модель варіограми, що, зокрема, має велике значення для результатів кригінгу. Досвід підказує, що крім аналітичної форми моделі важливі і її головні властивості: ефект самородка; нахил початкової лінії; зона впливу; поріг; анізотропія; тренд; вкладені структури; пропорційний ефект.

Кригінг – метод оцінювання, який дає якнайкращу (з мінімальною дисперсією) незміщену лінійну оцінку значень точок або середньозважену величину деякої множини (блока) точок. У більшості методів інтерполяції необхідно задати діаметр пошукового кола. Всі точки, які потрапили у пошукове коло, використовуємо для розрахунку питомого значення: $Z(x_0, y_0)$, із застосуванням середнього зваженого значення $Z(x_i, y_i)$ цих точок:

$$Z(x_0, y_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i, y_i),$$

де λ – вага кожної точки.

При цьому необхідно обчислити λ_i або її внесок у питоме значення. Задача полягає у такому: за наявних N значень даних $z(x_1) \dots z(x_N)$, формуємо лінійну функцію змінної $Z(x)$. Значення $Z(x_i, y_i)$ беремо з початкової таблиці, а вагу λ_i – з розв'язку матриці:

$$\bar{\lambda} = \begin{pmatrix} \gamma(\rho_{11}) & \gamma(\rho_{1n}) & 1 \\ \gamma(\rho_{n1}) & \gamma(\rho_{nn}) & 1 \\ 1 & 1 & 0 \end{pmatrix}^{-1} \begin{pmatrix} \gamma(\rho_{01}) \\ \gamma(\rho_{0n}) \\ 1 \end{pmatrix},$$

де ρ_{ij} – відстань між i -ю і j -ю точками, що потрапили в пошукове коло.

Похибка кригінгу $\mu = \lambda_{n+1}$: чим менша μ , тим ліпше спрацювала кригінгова процедура. Функція $\gamma(\rho_{ij})$ – експериментальна (або модельна) варіограма, яка показує загальну мінливість даних залежно від відстані.

Необхідно визначити кращий спосіб вибору чинників зважування, тобто знайти область, де можна використовувати геостатистичну модель. Якщо функція $Z_V^* = \sum \lambda_i Z(x_i)$, то для вагових оцінок слід дотримуватися таких вимог:

$$\text{незміщена } E[Z_V^* - Z_V] = 0;$$

мінімальна дисперсія $D[Z_V^* - Z_V] = 0$.

Тоді рівняння кригінгу матиме вигляд

$$\sum_{j=1}^N \lambda_j \gamma(x_i, x_j) + \mu = \bar{\gamma}(x_i, V) \quad i = 1, 2, \dots, N, \quad \sum_{j=1}^N \lambda_j = 1.$$

Нахил можна оцінити за першими 3–4 значеннями варіограми, ефект самородка – екстраполяцією кривої на початку системи координат. Перше значення варіограми для надійності обчислюємо по можливості за більшою кількістю пар точок.

Моделювання анізотропії потребує більшого досвіду. Загалом добру модель можна отримати як суму двох або трьох одиничних моделей.

Анізотропія. Варіограму, яка залежить тільки від відстані між двома точками і не залежить від напрямку – називають ізотропною, на протилежність цьому в ній проявляється анізотропія. Зазвичай, у разі просторовій неоднорідності виділяють два типи анізотропії: геометричну і зональну. Рівняння варіограми з урахуванням анізотропії набуває вигляду

$$\gamma(h) = \gamma_1 \left(\sqrt{h_1^2 + k h_2^2} \right),$$

$$\text{де } k = \frac{\text{зона впливу } h_1}{\text{зона впливу } h_2} = \frac{\text{кут нахилу 1}}{\text{кут нахилу 2}}.$$

Перевірка на наявність тренду. Для внутрішніх і стаціонарних змінних варіограма зростає повільніше, ніж квадрат для великих відстаней:

$$\frac{\gamma(h)}{h^2} \rightarrow 0 \quad (h \rightarrow 0).$$

Якщо варіограми зростають швидше, ніж h^2 , то йдеться про наявність тренду. Порівняння необробленої варіограми з основною дає змогу визначити трендову складову:

$$\text{Необроблена варіограма} = \text{Основна варіограма} + \text{Параметр зміщення}.$$

Якщо наявний тренд, то емпірична варіограма переоцінює основну варіограму. Часто квадратична форма варіограми асоціюється з наявністю тренду у вимірюваннях.

Перевірка на вкладені структури. Експериментальні варіограми можуть мати вкладені структури. Найліпший спосіб їх виявлення – графічний, за зміною кривизни лінії. Коротшу зону впливу можна розпізнати за характерною зміною кривизни функції. Вкладені структури указують на наявність процесів, що оперують в різних просторових масштабах.

Логнормальний кригінг даних радонового знімання на геоекологічному полігоні «Бучанський». Полігон знаходиться у південній частині Ірпінь-Буча-Ворзельської рекреаційної зони (Києво-Святошинський район). Концентрацію радону в ґрунтовому повітрі вимірювали по профілях з кроком знімання 5–10 м (рис. 1) у комплексі робіт з вивчення ґрунтового розрізу, визначення висоти місцевості, ландшафтних зон [6–8]. За польовими даними зафіксовано еманаційні аномалії переважно радонової природи. Аномалії радону в ґрунтовому повітрі мають локалізовані максимуми, які оконтурено у вигляді вузьких смуг з помітним градієнтом концентрацій, що, ймовірно, пов'язано з різним ступенем тріщинуватості гірських порід, особливо в місцях перетину розломів – тектонічних вузлах [4].

Абсолютні значення питомої активності радону варіюють в межах від 972 до 10976 Бк/м³. Характерною відмінністю аномального радонопрояву є нестійкість у часі з добовою, сезонною та метеорологічною мінливістю. Характерно, що для суміжних селитебних територій, в межах м. Києва, згідно з даними [4], рівні об'ємної активності радону і торону в ґрунтовому повітрі становлять за ²²²Rn 0,8–9,5, за ²²⁰Rn 1,9–19,2 кБк/м³.

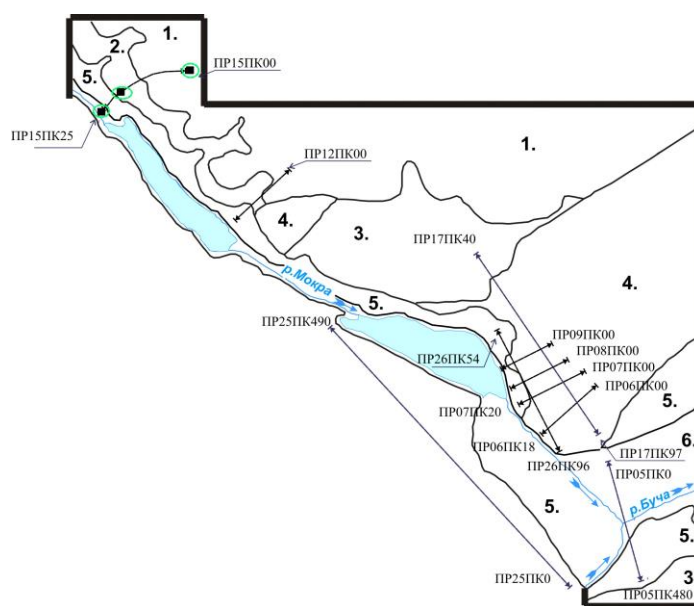


Рис. 1. Профілі еманційного знімання в межах низькофоновий моніторинговий полігон Жуків Хутір – частина геоекологічного полігона “Бучанський” (цифри на карті – різні ландшафтні зони: 1. – елювіальні морено-флювіогляціальні рівнини з дерново-підзолистими і суглинистими ґрунтами; 2. – елювіальні морено-флювіогляціальні рівнини з дерново-підзолистими і супіщаними ґрунтами; 3. – елювіальні ландшафти вирівняних флювіогляціальних рівнин з дерново-підзолистими і суглинистими ґрунтами; 4. – субаквальні ландшафти верхньої надзапальної тераси з дерновими і суглинистими ґрунтами; 5. – субаквальні ландшафти нижньої тераси з торфовими ґрунтами; 6. – супераквальні ландшафти надзапальної тераси з безкарбонатними глинистими ґрунтами

Fig. 1. Profiles of radium emanation survey in part of landfill Bucha (number – landscape zones: 1. - eluvial landscape of moraine glaciofluvial plaines with soddy sandy and sandy clay soils; 2.- eluvial landscape of moraine glaciofluvial plaines with soddy gleying and sandy clay soils; 3.- eluvial landscape of flatten glaciofluvial plaines with soddy sandy and sandy clay soils; 4.- superaqueos landscape of above flood-plaines with soddy sandy and sandy clay soils; 5.- subaqueos landscape of lower flood-plaines with turfy soils; 6.- superaqueos landscape of high flood-plain plaines with carbonatless clayey soil

За результатами визначення вмісту радону в ґрунтовому повітрі на геоекологічному полігоні Жуків Хутір виконано геостатистичне моделювання ГРП. Вихідними даними для проведення аналізу є дані щодо вимірювання концентрацій радону у ґрунтовому повітрі. Спираючись на описані моделі, концентрацію радону в ґрунтовому повітрі оцінювали за допомогою методики логнормального кригінгу для вузлів просторової ґратки 100×100 м.

Моделльне рівняння варіограми найліпше описується функцією, яка належить до лінійного класу $\gamma(h) = |h|^\alpha$ з степеневою функцією:

$$\gamma(h) = |h|^\alpha, \quad 0 < \alpha \leq 2.$$

За величини $h = 300$ м варіабельність величин становить 40 % (рис. 2).

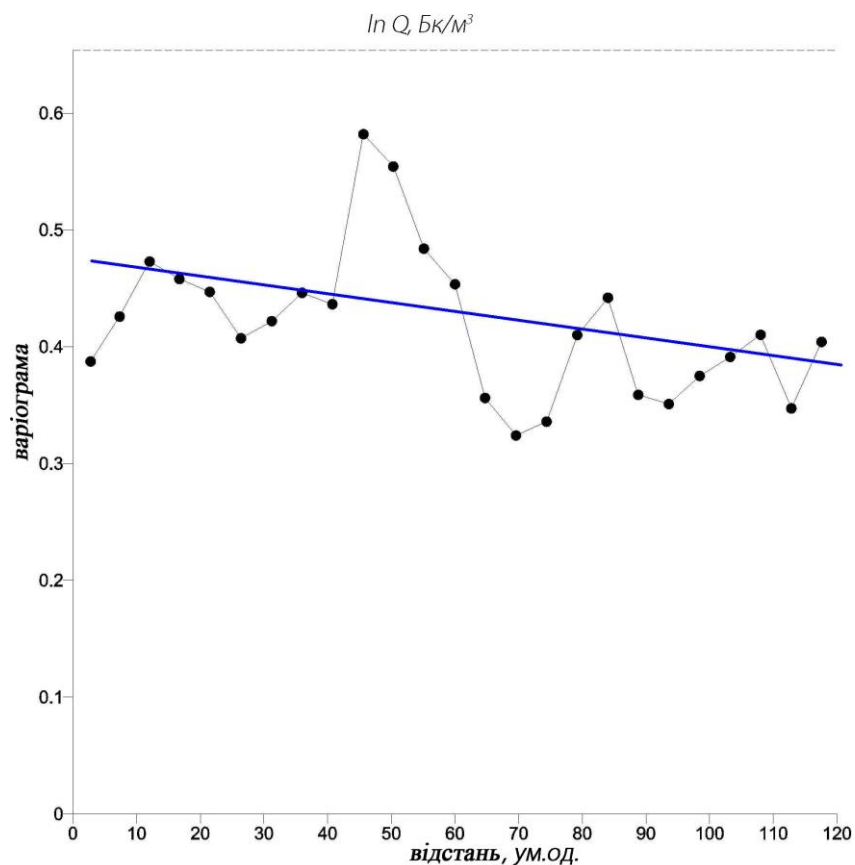


Рис. 2. Варіограма обробки логнормальним кригінгом даних знімання еманції (низькофоновий моніторинговий полігон «Жуків Хутір», Q – питома активність радону)

Fig. 2. Variogramm of processing radium emanations data by log-normal kriging

У результаті операції ґридінгу поверхня розподілу концентрацій радону в ґрунтовому газі стала більш гладкою і адекватною, без різких сплесків по краях полігона. Крім того, отримано дані у міжпрофільних ділянках полігона, де дані були відсутні або слабо представлені.

Просторова декомпозиція даних радонового знімання дала змогу встановити декілька її складових (рис. 3): 1) основну (ядерну, “nugget”) просторову структуру; 2) першу флуктуаційну складову; 3) другу флуктуаційну складову.

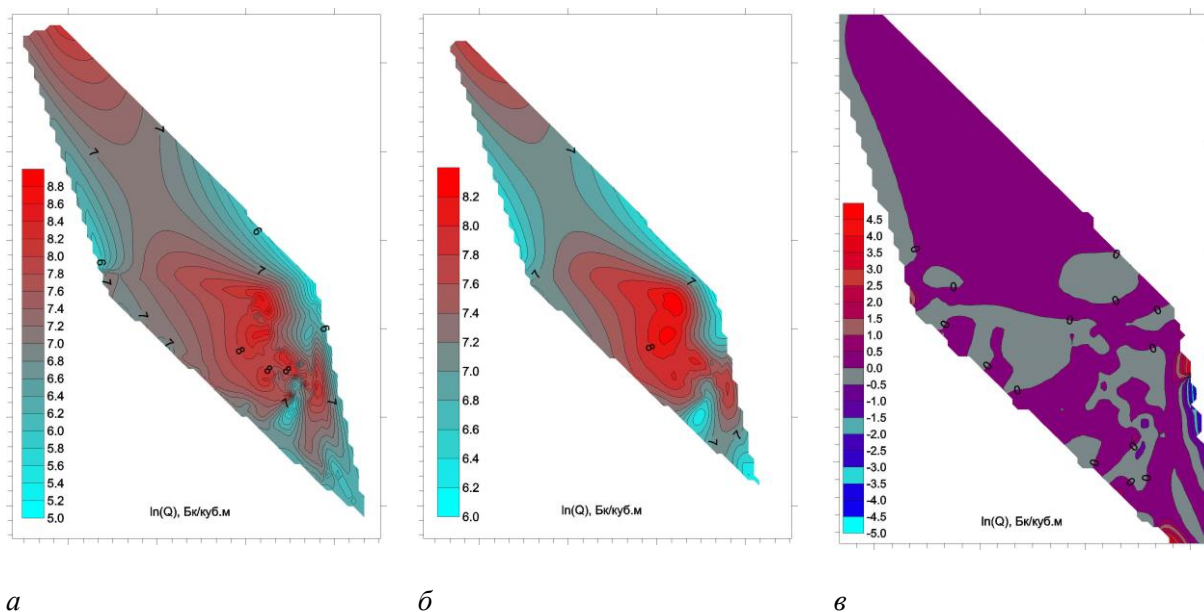


Рис. 3. Просторова декомпозиція даних радонового знімання (низькофоновий моніторинговий полігон Жуків Хутір): *a* – початкове поле ГРП, яке отримано в результаті ґридингу; *б* – ядерна складова (так звана універсальність); *в* – флуктуаційна складова

Fig. 3. Spatial data decomposition radon survey: *a* – initial GRP obtained by griding; *б* – nugget component (or universality), *в* – fluctuation components (EEVA, kBq/m³)

Основна просторова структура ГРП описується лінійною функцією, має невеликий нахил (0,00548), анізотропію – 1,44, орієнтацією – 150° (рис. 2). Функція відповідає за спільну компоненту для всіх кластерів території дослідження на рівні 1960 Бк/м³, що відповідає радоновому рівню ґрунтового газу і співвідноситься зі слабозмінним вмістом радію у верхньому шарі ґрунту (див. таблицю).

Просторова структура і очікувані ризики від ГРП на ландшафтному полігоні “Бучанський”

Spatial structure and expected risks from GRP on landfill Bucha

Компонента ГРП		Просторові кластери	Фактор		Очікуваний ризик
1	Універсальна	Всерозмірні	Низьковаріабельний	вміст	Незмінюваний,

Компонента ГРП		Просторові кластери	Фактор	Очікуваний ризик
	(лінійна модель)		радію в ґрунтах	високий, середньорегульований
2	Перша флуктуаційна (експоненційна модель)	400×600 м	Ландшафтно-геохімічний профіль	Просторово невитриманий, низький, регульований
3	Друга флуктуаційна (експоненційна модель)	800 м	Глибина розчленування фундаменту	Просторово невитриманий, високий, погано регульований
		1000 м		
		50 км	Тип ґрунтового покриття	Незмінюваний, низький, регульований
		150 км	Ймовірно кліматичний фактор	Високоваріативний, низький, погано регульований

Вилучивши універсальну компоненти з агрегованої вибірки вимірювань, отримаємо 2 флуктуаційні складові, які описуються різнорозмірними експоненціальними моделями.

Перша флуктуаційна складова відповідає моделі з просторовим розміром 400×600 м. Вона може бути співвіднесена із середньорозмірною ландшафтною зоною, яку виділену на території обстеження. Ландшафтні зони мають різний геохімічний профіль і можуть бути бар'єрами на шляху міграції радію і, відповідно, мати вплив на формування локального просторового розподілу радону.

Друга флуктуаційна модель з просторовим розміром 800÷1100 м швидше за все має зв'язок з великими геоморфологічними одиницями полігона – ділянками глибокого врізу гідрографічної мережі. Ізолінії, які обмежують ці ділянки, співвіднесено з розвитком яружно-балкової системи.

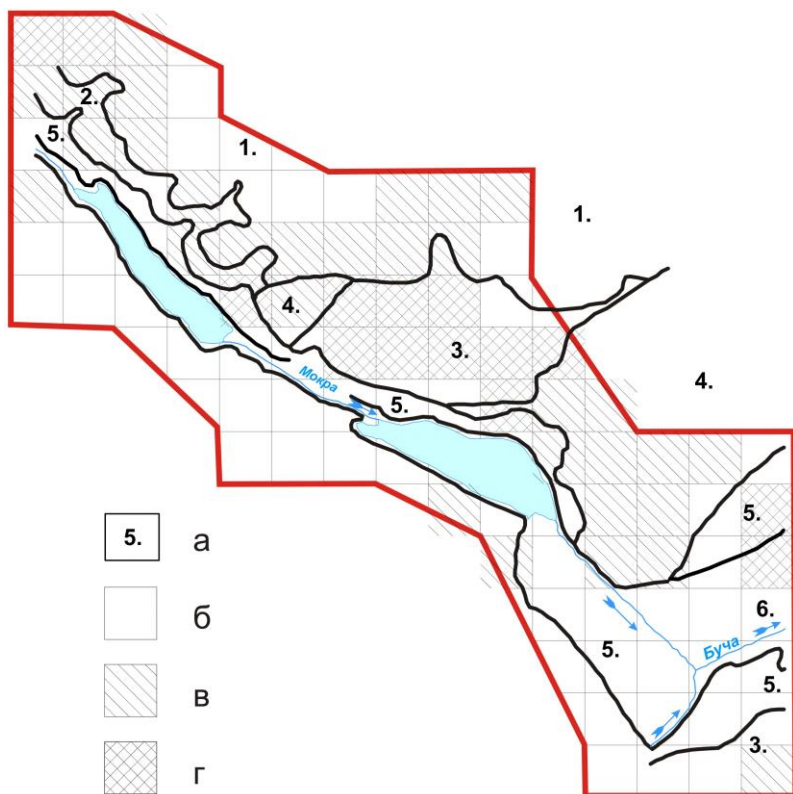


Рис. 4. Структура очікуваних ризиків пов'язаних з ГРП на ландшафтно-геохімічній основі полігона "Бучанський": а – ландшафти (див. рис. 1); очікувані ризики ГРП: б – низькі, в – середні, г – підвищені. Решту умовних позначень див. на рис. 1

Fig. 4. Structure of the expected risks based on GRP compiled with geochemical-landscape zones (landfill Bucha): а – landscape zones (fig. 1). Expected risks: б – low, в – moderate; г – increased

Ядерна складова ГРП швидше за все має найсильніший вплив (приблизно у 10 разів), ніж вплив флуктуаційних компонент, і характеризується неоднорідним просторовим розподілом (рис. 4), зумовленим мінливістю структур ґрунтів, їх товщини, пористості, вологості тощо. Очікується збільшення величин ГРП в транселювіальних ландшафтах з сірими лісовими суглинистими ґрунтами і піщанистими відкладами на вирівняних ділянках. Збільшення зернистості ґрунтів підсилює їх еманувальну здатність, а навпаки, низька проникність – знижує. ГРП загалом підвищується за зростання товщини ґрунтових горизонтів, але за зволоження, оглеєння, особливо підтоплення

знижується. Найнижчі значення ГРП зафіксовано в місцевих вододілах; його градієнти максимальні в зонах виклинювання горизонтів або за зміни їх складу будови на схилових ділянках.

Розподіл флюктуаційних компонент ГРП швидше за все пов'язаний із особливостями мезо- і мікрорельєфу (яри, острівці проникних піщанистих ґрунтів, техногенних ґрунтів, торфовищ). Малі величини ГРП поширені в зонах навколо водойм, транзитних і субаквальних катен. Типовим є малі позитивні аномалії флюктуаційних компонент ГРП на зонах глибокого врізу фундаменту і великих покривів ґрунтів піщанистого складу. Особлива увага приділена зонам з крупнозернистими ґрунтами високої дренабельної здатності, низької зволоженості або розташованих на вододілах і транзитних катенах.

Очікувані ризики, пов'язані із великорозмірними просторовими кластерами ГРП, зазвичай добре регулюються, оскільки залежать від водно-фільтраційних і механічних властивостей ґрунтів та інженерно-геологічних умов. Погано регульовані ризики пов'язані з низькоінтенсивним ГРП і тому на окремих ділянках їх слід оцінювати із залученням додаткової інформації про структуру компонент ГРП.

Компонента ГРП розміром 50 км все ще погано інтерпретується, імовірно через поширення ґрунтів різних типів. Натомість компонента ГРП з найбільшим просторовим розміром (150 км) виражена чіткіше, можливо, вона пов'язана з кліматичним чинником.

Висновки. Факторіально-просторовий аналіз даних еманційного знімання дає змогу виокремлювати різні просторово-функціональні компоненти ГРП, що пов'язані з формуванням концентрацій радону в ґрунтовому повітрі і несуть певні ймовірні ризики. Універсальність, яка наявна в усіх частинах ґратки, швидше за все пов'язана із слабозмінним рівнем вмісту радію у верхньому шарі ґрунту, який формує “еманувальні колектори” і є джерелом надходження радону у ґрунтове повітря. Коливання рівня радону зумовлені зміненням проникності і вологості ґрунту. Інша варіативна компонента ГРП, можливо, зумовлена дифузійно-конвекційними потоками радону через тріщини і зони проникності, і на цьому рівні досліджень окремо не виділена.

Результати геостатистичного аналізу вмісту радону в ґрунтовому повітрі обов'язково слід враховувати під час оцінювання ризику радіаційної небезпеки на виробництві та в індивідуальних помешканнях. Зокрема, необхідний ретельний облік можливого накопичення радону в існуючих житлових і виробничих будівлях, а в разі будівництва нових об'єктів слід проводити

випереджувальне вивчення концентрації радону в ґрунтовому повітрі (або потоку радону з ґрунту) з паралельним вивченням проникних, бар'єрних та еманувальних властивостей ґрунту і підземних вод.

Пошукові ресурси мають бути зосереджені насамперед на тих об'єктах, де зафіксовано підвищену або високу концентрацію радону і високу густоту населення. Встановлений просторовий розподіл головних геологічних комплексів має бути покладений в основу вибору моніторингових (репрезентативних) досліджень, на базі яких розроблено стандартну методику для оцінювання ГРП.

Рекомендується використання результатів досліджень з метою доповнення існуючих будівельних і санітарних норм для безпечної життєдіяльності та управління природними ресурсами.

Список бібліографічних посилань

1. Бекман И.Н. Радон: враг, врач и помощник. М.: Изд-во МГУ, 2000. 205 с.
2. Жуковский М.В., Ярмошенко И.В. Радон: измерение, дозы, оценка риска. – Екатеринбург: УрОРАН, 1997. 232 с.
3. Новиков Г.Ф., Капков Ю.Н. Радиоактивные методы разведки. М.: Недра, 1965. 750 с.
4. Основные проблемы радоновой безопасности. Укр. науч.-техн. центр, ИГОС НАН и МЧС Украины. 2005. 352 с.
5. Справочник по прикладной статистике / под ред. Э. Ллойда, У. Ледермана. М.: Финансы и статистика, 1990. 526 с.
6. Толстой М.І., Шабатура О.В., Бичок В.Д. Перспективи організації республіканського центру радонотерапії в Ірпінь-Ворзель-Бучанській рекреаційній зоні. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2002. № 2. С. 102–103.
7. Тютюнник Ю.Г., Шабатура О.В. Радономісткість підземних вод комунального та господарського використання у м. Ірпінь, смт Буча, смт Ворзель, смт Гостомель Київської області. *Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія*. 2003. Вип. 5. С. 286–290.
8. Тютюнник Ю.Г., Шабатура О.В. Радон-222 у природних водах півдня Київського Полісся. *Київський географічний щорічник*. 2002. Вип. 2. С. 128–133.
9. Armstrong M. Basic Linear Geostatistics. Springer, 1998. 155 p.

10. Kemski J., Klingel R., Siehl A. Classification and mapping of radon affected areas in Germany. *Environm. Int.* 1996. V. 22, suppl. 1. P. 789–798.
11. Kemski J., Klingel R., Siehl A. Geogene Faktoren der Strahlenexposition unter besonderer Berücksichtigung des Radon-Potentials (Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben St. Sch. 4062). *Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-1996-470*. 1996. 76 p.
12. Kemski J., Klingel R., Siehl, A. Das geogene Radon-Potential. *Umweltradioaktivität*. Berlin: Ernst & Sohn, 1996. P. 179–222.
13. Kemski J., Siehl A., Stegemann R., Valdivia-Manchego M. Mapping the geogenic radon potential in Germany using GIS-techniques. In: Barnet I, Neznal M, editors. *Radon investigations in Czech Republic VII and the fourth International Workshop on the Geological aspects of radon risk mapping*. Prague: Czech Rep., 1998. P. 45–52.
14. Kies A., Feider M., Biell A., Rowlinson L. Radon mapping in the Grand-Duchy of Luxembourg. In: Barnet I, Neznal M., editors. *Radon investigations in the Czech Republic V and the 2nd International Workshop on the Geological aspects of radon risk mapping*, Prague: Czech Rep., 1994. P. 91–100.
15. Klingel R., Siehl A. Das Radon-Risiko aus geologischer Sicht. In: M. Winter, A. Wicke, editors. *Umweltradioaktivität - Radioökologie - Strahlenwirkungen*. Fortschritte im Strahlenschutz, 1993; FS-93-67-T. P. 99–105.
16. Kreienbrock L., Siehl A. Multiple statistische Analyse von Radon-Erhebungsmessungen in Deutschland. In: Siehl A., editor. *Umweltradioaktivität*. Berlin: Ernst & Sohn, 1996. P. 299–310.
17. Lehmann R., Kemski J., Valdivia-Manchego M., Siehl A. Messungen der Radonkonzentration in Gebäuden Oberfrankens. *BfS-Bericht, ST 1-02/1998*, 1998. 7 p.
18. Neznal M., Neznal M., Barnet I. Testing of regional radon risk maps reliability. In: Barnet I, editor. *Radon investigations in the Czech Republic IV 1993*. P. 12–17.
19. Neznal M., Neznal M., Smarda J. Detailed radon risk mapping in the Neratovice and Melnik area (central Bohemia). In: I. Barnet, editor: *Radon investigations in the Czech Republic IV 1993*. P. 42–47.
20. Ronca-Battista M., Magno P. A Comparison of the Variability of Different Techniques and Sampling Periods for Measuring Rn-222 and its Decay Products. *Health Physics*. 1988. V. 55, No. 5, P. 801–807.
21. Synnott H., Fenton D. An evaluation of radon mapping techniques in Europe. 2005. 34 p.

22. Zhua H.C., Charleta J.M., Poffijnb A. Radon risk mapping in southern Belgium: an application of geostatistical and GIS techniques. *Science of the Total Environment*. 2001. V. 272, iss. 1-3. P. 203–210.

Надійшла до редакції 17.10.2016 р.

ДЕКОМПОЗИЦИЯ ГЕОГЕНИЧЕСКОГО РАДОНОВОГО ПОТЕНЦИАЛА С ПОМОЩЬЮ ЛОГНОРМАЛЬНОГО КРИГИНГА

С.А. Выжва, А.В. Шабатура, В.И. Онищук, Д.И. Онищук, И.И. Онищук

УНИ “Институт геологии” Киевского национального университета имени Тараса Шевченка, 90, ул. Васильковская, г. Киев, 03022, Украина, e-mail: vsa@univ.kiev.ua, oivan1@ukr.net, sand@univ.kiev.ua, vitus16@ukr.net, boenerges@ukr.net

Впервые для территории умеренного экологического риска и погруженной части кристаллического фундамента получены данные о структурном и функциональном распределении радонового геогенного потенциала. Эти данные могут быть положены в основу при планировании отраслевых и национальных радоновых программ, в том числе мониторинга наблюдений эквивалентной равновесной активности радона (и торона). Анализ факторно-пространственной компоненты геогенного радонового потенциала показывает ее соответствие линейной модели, которая имеет несколько вложенных моделей разноразмерных пространственных кластеров. Самые крупные кластеры, более 150 км, вероятно связаны с климатическим фактором, кластеры более 5 км – распространением разных типов почв. Мелкие кластеры соотносятся с характеристиками геоморфологического и геохимико-ландшафтного строения территории. Универсальность модели радонового потенциала отвечает его вещественной составляющей – автохтонному содержанию радия в частицах почвы. Применение геогенного анализа, выполненного с помощью геостатистических методов, прежде всего дает возможность более корректно осуществлять массовые измерения уровней радона в воздухе помещений и почв, закладывать мониторинговые пункты наблюдений на

территориях с высокими дозовыми нагрузками, планировать ресурсы для проведения радиологических измерений и защитных мероприятий.

Ключевые слова: радон, геогенный радоновый потенциал, логнормальный кригинг, гридинг, радоновые риски.

DECOMPOSITION OF GEOGENIC RADON POTENTIAL BY LOGNORMAL KRIGING

S. Vyzhva, O. Shabatura, V. Onyshchuk, D. Onyshchuk, I. Onyshchuk

Institute of Geology, Taras Shevchenko National University of Kyiv, 90, Vasylkivska Str., Kyiv, 03022, Ukraine, e-mail: vsa@univ.kiev.ua, sand@univ.kiev.ua, vitus16@ukr.net, boenerges@ukr.net, oivan1@ukr.net

Purpose. Based on the analyses of structural and functional factors of distribution of radon levels in airsoil and groundwater geostatistical model of geogenic radon potential (GRP) is developed. Available results are summarized from research, development with using the experience of geologic-geophysical studying and geostatistic technique aimed at identifying of spatial structure of GRP and its probable risks in areas with moderate ecological risk.

Approach. Firstly it carry out a logarithmic transformation of radon measurements, treatment by griding and determination of the distribution of data through its simulation by variogramm. Finally it was determination of the distribution of data through simulation by kriging and geological interpretation of decomposed components of GRP. This geostatictical approach would be useful to support the required regulatory decisions of radon exploration program including radon monitoring of equivalent equilibrium volume activities of radon (and thoron) in dwellings and soils.

Findings. The analysis of factor-spatial components of GRP discover a linear and a few nested models. Two large clusters of nested model have different spatial sizes. First component of nested model (size of cluster more than 150 km) probably is linked to climatic factor and accordingly second component (more than 5 km) should connect with soil occurrence. A small spatial cluster of nested model are described by characteristics

of geomorphologic-landscape structure of territory. Also there is some universality of main model structure that determines by radium content of bedrock and particles of soils.

Practical value/implications. The main advantages of the geostatistical evaluation with GRP for regional predication have been proved a correct prediction of correlation between the measuring of the soil radon and proper of long-duration measuring of radon into dwellings. It will give a possibility to correct routine measuring of radon levels in indoor air of dwellings, set out a system of new observation in regions with high dose loadings as well to plan radiological investigation and protective measures.

Keywords: radon, geogenic radon potential, lognormal kriging, gridding, radon risk.

References:

1. Beckman I. Radon: the enemy, physician and assistant. Moscow: Moscow State University, 2000, 205 p. [In Russian].
2. Zhukovskyy M., Yarmoshenko I. Radon: measurements, doses, risk evaluation. Yekaterinburg: RAS Uralian branch, 1997, 232 p. [In Russian].
3. Novikov G., Kapkov Y. Radioactive survey methods. Moscow: Depths, 1965, 750 p. [In Russian].
4. The main problems of radon security. Kiev. Ukrainian scientific and technological center, IGE NAS Ukraine, Kiev, 2005, 352 p. [In Russian].
5. Lloyd E., Lederman U. Handbook on Applied Statistics (translated ed.). Moscow: Finance and statistics, 1990, 526 p. [In Russian].
6. Tolstoy M., Shabatura O., Bychok V. Prospects for the organization of the National Radon Center in Irpin-Bucha-Vorzel recreational area. *Ecology environment and life-safety activities*, 2002, no. 2, pp. 102-103 [In Ukrainian].
7. Tyutyunnik Y., Shabatura O. Radon capacity of underground water of public and economic supply of Irpin-Bucha-Vorzel and Gostomel (Kiev area). *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*, 2003, iss. 5, pp. 286-290 [In Ukrainian].
8. Tyutyunnik Y., Shabatura O. Radon-222 in natural waters of south of Kyiv Polissya. *Geographical Yearbook*, 2002, iss. 2, pp. 128-133 [In Ukrainian].
9. Armstrong M. Basic Linear Geostatistics. Springer, 1998, 155 p.

10. Kemski J., Klingel R., Siehl A. Classification and mapping of radon affected areas in Germany. *Environm. Int.*, 1996, vol. 22, suppl. 1, pp. 789-798.
11. Kemski, J., Klingel, R., Siehl, A. Geogene Faktoren der Strahlenexposition unter besonderer Berücksichtigung des Radon-Potentials (Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben St. Sch. 4062). In: Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben St. Sch. 4062. *Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz*, BMU-1996-470, 1996, 76 p.
12. Kemski J., Klingel R., Siehl A. Das geogene Radon-Potential. In: Siehl A, editor: *Umweltradioaktivität*. Ernst & Sohn. Berlin, 1996, pp. 179-222.
13. Kemski J., Siehl A., Stegemann R., Valdivia-Manchego M. Mapping the geogenic radon potential in Germany using GIS-techniques. In: Barnet I., Neznal M. (editors). *Radon investigations in Czech Republic VII and the fourth International Workshop on the Geological aspects of radon risk mapping*. Prague. Czech Rep., 1998, pp. 45-52.
14. Kies A., Feider M., Biell A., Rowlinson L. Radon mapping in the Grand-Duchy of Luxembourg. In: Barnet I., Neznal M. (editors). *Radon investigations in the Czech Republic V and the 2nd International Workshop on the Geological aspects of radon risk mapping*. Prague. Czech Rep., 1994, pp. 91-100.
15. Klingel R., Siehl A. Das Radon-Risiko aus geologischer Sicht. In: Winter M., Wicke A. (editors). *Umweltradioaktivität – Radioökologie – Strahlenwirkungen*. Fortschritte im Strahlenschutz, 1993. FS-93-67-T, pp. 99-105.
16. Kreienbrock L., Siehl A. Multiple statistische Analyse von Radon-Erhebungsmessungen in Deutschland. In: Siehl A. (editor). *Umweltradioaktivität*. Ernst & Sohn. Berlin, 1996, pp. 299-310.
17. Lehmann R., Kemski J., Valdivia-Manchego M., Siehl A. Messungen der Radonkonzentration in Gebäuden Oberfrankens, 1998, BfS-Bericht, ST 1-02/1998, 7 p.
18. Neznal M., Neznal M., Barnet I. Testing of regional radon risk maps reliability. In: Barnet I. (editor). *Radon investigations in the Czech Republic IV*, 1993, pp. 12-17.
19. Neznal M., Neznal M., Smarda J. Detailed radon risk mapping in the Neratovice and Melnik area (central Bohemia). In: Barnet I. (editor). *Radon investigations in the Czech Republic*, 1993, pp. 42-47.
20. Ronca-Battista M., Magno P. A Comparison of the variability of different techniques and sampling periods for measuring Rn-222 and its decay products. *Health Physics*, 1988, vol. 55, no. 5, pp. 801-807.

21. Synnott H., Fenton D. An evaluation of radon mapping techniques in Europe. Radiological protection institute of Ireland, 2005, 34 p.
22. Zhua H.C., Charleta J.M., Poffijob A. Radon risk mapping in southern Belgium: an application of geostatistical and GIS techniques. *Science of the Total Environment*, 2001, vol. 272, iss. 1-3, pp. 203-210.

Received 17/10/2016