

## МОДЕЛИРАНЕ НА ТЕХНОГЕННОТО ЗАМЪРСЯВАНЕ НА ВОДОСБОРА НА РЕКА ТАЙНА

Лъчезар Филчев

*Институт за космически изследвания и технологии – Българска академия на науките  
e-mail: lachezarh@space.bas.bg*

**Ключови думи:** тежки метали, металоиди, техногенно замърсяване, коефициент на техногенна концентрация

**Резюме:** На основата на полетата на стойностите на съдържанията на тежките метали, металоидите, естествените и изкуствени радионуклиди са съставени модели на полетата на стойностите на коефициента на техногенна концентрация в почвите в басейна на р. Тайна -  $K_c$  използвайки получените стойности за местния почвеногеохимичен фон за 1993 (1996) г. и 2011 г. Така получените полета са използвани за изчисляване на сумарния коефициент -  $Z_c$  чиито стойности за тежките метали в почвите за 1993 (1996) г. варират от 3.13 до 129.24, а за 2011 г. от 8.29 до 32.18. Тествани са различни интерполационни модели на стойностите и оценка на грешката с оглед използването на най-удачния модел.

## MODELING OF THE TECHNOGENICAL CONTAMINATION OF THE TAINA RIVER CATCHMENT

Lachezar Filchev

*Space Research and Technology Institute – Bulgarian Academy of Sciences  
e-mail: lachezarh@space.bas.bg*

**Keywords:** heavy metals, metalloids, technogenic contamination, technogenic concentration factor

**Abstract:** On the basis of the values of the contents of heavy metals, metalloids, natural and artificial radionuclides, models of the fields of the values of the technogenic concentration factor in soils in the basin of the Taina River -  $K_c$  using the obtained values for the local soil-based chemical background for 1993 (1996) and 2011. Using the interpolated fields is calculated the total pollution coefficient –  $Z_c$  which values for the heavy metals in the soils for 1993 (1996) vary between 3.13 and 129.24 and for 2011 from 8.29 to 32.18. Various interpolation models of values and error assessment have been tested with a view to using the most appropriate model.

### Въведение

Необходимостта от създаване на модел на полетата на съдържанията и специфичните активности на замърсителя в почвите в иглолистните ландшафти произтича от факта, че наборът от стойности описващи тези параметри е малък, което ограничава възможностите за пространствен анализ и сравнение на резултатите от непрекъснатата в пространствено отношение спътникова информация. Тези предпоставки налагат използването на различни интерполационни модели на стойностите и оценка на грешката с оглед използването на най-удачния модел.

Пространственият обхват на района на изследване е водосборния басейн на р. Тайна, заемащ площ от 4.775 km<sup>2</sup>. Надморската му височина варира от 500 m при заустването на р. Тайна в р. Искър до 964 m в най-високата част на водосборния басейн (Filchev, 2009). Като тестови участък на територията на водосборния басейн е избран на бившия уранодобивен участък „ИСКРА“ е около 500 dka (4.87 ha), като пряко засегнати от уранодобива са 100 dka (Симеонова, Игнатов, и др. 1993; Банов, Христов, 1996). В границите на участъка се включват 12 табани, 1 кариера и 2 технологични утайника. Разработването на находище „Курило“ започва през 1956 г. по открит способ на "Брези връх", кота 803.5 m. Едновременно с откриването започва и подготовката на находищата за подземен добив. Класическият добив в участък "ИСКРА" приключва през 1962 г. През 1984 г. започват проучвателни и опитнопромишлени работи за провеждане на геотехнологичен добив, като добива на уран е прекратен през 1990 г.,

а технологичната ликвидация и биологичната рекултивация започват след 1994 г. на основание ПМС № 163/20.08.1992 г. и Заповед № 56 на МС от 29.03.1994 г. (Симеонова, Игнатов и др. 1993; Roumenina, Silleos et al. 2007).

В подножието на Софийска Мала планина в подложката на плиоцена, образувана от различни по състав скали – палеозой – млад палеоген, са развити основните въглищни запаси на Кътинския въглищен басейн. Тук плиоцена се разкрива на повърхността, и въглищата са на окло 5.5 m дълбочина (Йовчев, 1960). Промислената експлоатация на въглищата е започната през 1949 г., в долната част на водосборния басейн на р. Кътинска, където поради плиткото си залягане въглищата са добивани по открития способ. От 1949 до 1953 г. са проучвани въглищните запаси и е разкрита нова минна разработка в северозападната част на басейна, която функционира до 1973 г. (Naydenova, Roumenina, 2009). В резултат от минодобивните дейности в района има 2 технологични езера и частична механична рекултивация чрез заравняване на терена. В средната и долната част на водосбора на р. Тайна техногенния релеф от минодобивната дейност е представен под формата на насипища и табани с относително превишение над околния релеф до 20 m.

## Методи

Тестовите за нормалност на извадките са първата стъпка преди прилагането на кригинг интерполация – основна интерполация в методите на геостатистиката, или всяка друга интерполация, която се основава на вероятностни критерии (ArcGIS Desktop Help, 2008). Някои от статистическите критерии за нормално или логнормално разпределение на стойностите от извадката (измерванията) е спазването на неравенствата (1) – за нормално разпределение, и (2) за логнормално разпределение Пенин (1997):

$$(1) \quad \frac{A}{\sqrt{\frac{\sigma}{N}}} \leq [3]; \quad \frac{E}{2\sqrt{\frac{\sigma}{N}}} \leq [3]$$

$$(2) \quad \frac{Alg}{\sqrt{\frac{\sigma}{N}}} \leq [3]; \quad \frac{Elg}{2\sqrt{\frac{\sigma}{N}}} \leq [3],$$

където, А е асиметрията, Е е ексцеса, определящ покачването или понижването на графиката на емпиричната крива на разпределение в сравнение с нормалната крива,  $\sigma$  е средноквадратичното отклонение. Други тестове прилагани за откриване на нормалност са тези на Шапиро-Уилк (Shapiro-Wilk W), Андерсон-Дарлинг (Anderson-Darling), Мартинез-Иглевиц (Martinez-Iglewicz), Колмогоров-Смирнов (Kolmogorov-Smirnov), Д'Агостино (D'Agostino). При неналичие на нормално разпределение са тествани различни подходи за привеждане на разпределенията на входните данни към нормални използвайки различни трансформации, като логаритмични (Log), Бокс-Кокс (Box-Cox), арксинус (ArcSin) и др. Графичното определяне на нормалното разпределение се постига и с визуалното наблюдение на квартал-квартал графиката (Q-Q Plot), които квартали следва да имат равномерно разпределени стойности по протежение на регресионната права, без групиране или видими систематични отклонения около нея.

Преди интерполацията на стойностите на променливите на състоянието управляващите променливи на модела са определени и трендовете на стойностите им с цел премахването на трендовете (detrend) при интерполациите. При задаването на търсеция радиус на елипсата на съседството са зададени са еднакви стойности за интерполаторите, а при наличие на грешка по-голяма от допустимото и с цел минимизиране на грешката радиусите на търсене са модифицирани.

Следва определяне на оптимален интерполатор посредством прилагане на серия от интерполационни процедури върху входните данни. Критериите за оптималност се основават на кросвалидацията на резултатите от интерполациите и сравнението им по стойностите на средноквадратичната грешка - Root Mean Squared Error (RMSE). Геостатистическите интерполатори се поделят на две големи групи: 1) Детерминистични интерполатори са локалните и глобални полиномни интерполатори, които прекарват повърхнината на тренда, през целия набор от данни – глобални, или през определен съкратен набор основан на принципа на най-близкото съседство – местни (локални); 2) Стохастичните (вероятностни) интерполатори, като обикновения кригинг и кокригинга представят данните, като повърхности на „предсказването“ (prediction) на стойностите. Тези интерполатори не са точни, т.е. не преставят реално измерената стойност в точката на пробовземане, пробонабиране, а нейната предсказана стойност. Предимството пред точните детерминистични интерполатори е

възможността да се изготвят карти на стандартните грешки и вероятности, с които да се оцени величината на грешката във всяка точка (пиксел) на полето (ArcGIS Desktop Help, 2008).

С помощта на различни вградени интерполатори в Geostatistical Analyst в софтуерния пакет ArcGIS/ArcInfo 9.2 (Academic License) се построяват моделите на полетата на разпространение на съответния замърсител – управляваща променлива (тежък метал, металоид, естествен и изкуствен радионуклид). След което се изчисляват коефициентите на техногенна замърсеност –  $K_c$ , представляващ отношение на съдържанието (специфичната активност) на даден тежък метал, металоид, радионуклид в почвата, към неговото фоново съдържание Пенин (1997) и сумарния коефициент на техногенна замърсеност –  $Z_c$  предложен от (Сает, Смирнова, 1983):

$$(3) \quad Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1)$$

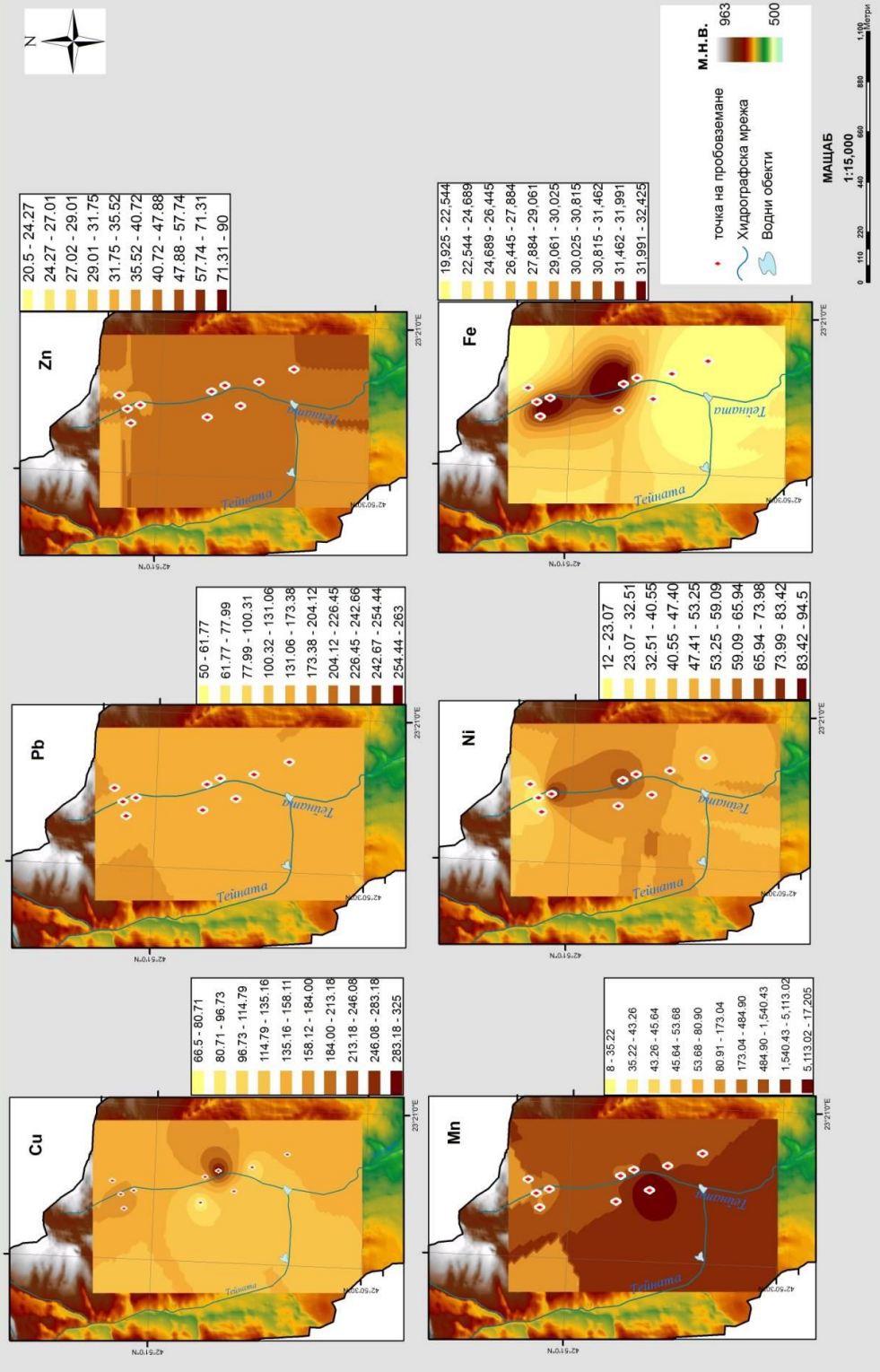
където,  $K_c$  е коефициента на техногенна концентрация  $> 1$  (или 1.5);  $n$  – числото на елементите с  $K_c > 1$  (или 1.5), са изчислени сумарните стойности на техногеохимично замърсяване. Определянето на местния почвеногеохимичен фон става графо-аналитично, като първо се определя средната стойност на извадката (съдържанията на тежки метали, металоиди и радионуклиди в почвите). След което данните под и над средната стойност се подреждат в таблица на честотите и се построява кумулативна крива на разпределението на стойностите, от която фоновата стойност се определя от 50 % стойност на графиката на натрупаната честота (Пенин, 1997). Получените повърхности на сумарната замърсеност се рекласифицират по обща класификационна схема за базови години на наблюдение и анализ разглеждани в настоящата дисертация. Класификационната схема използва интервална скала на стойностите на  $Z_c$ : 0–10, 10–20, 20–30, 30–50, 50–60, 60–130. Стойности на  $Z_c$  в порядъка на 50–60 и повече се считат за техногеохимично замърсени.

Обикновено оценката на качеството на моделите става посредством смяната на значението на променливите на състоянието с разнообразни значения и валидацията на данните. Различават се три типа математически модели: емпирични, концептуални и физични (Mulligan, Wainwright, 2004). Геостатистическите интерполатори дават добра информация по отношение на възможностите за проверка на грешките, валидация и кросвалидация при създаването на полетата на разпространение на съответния параметър, както и възможност за проверка, рафиниране на входните параметри с цел избиране на най-добрия модел. Оценката на качеството на моделите на полетата става с прилагане на средно квадратната грешка – RMSE при валидацията и кросвалидацията с помощта на вградените инструменти в геостатистическите интерполатори за оценка на качеството на модела.

## Резултати

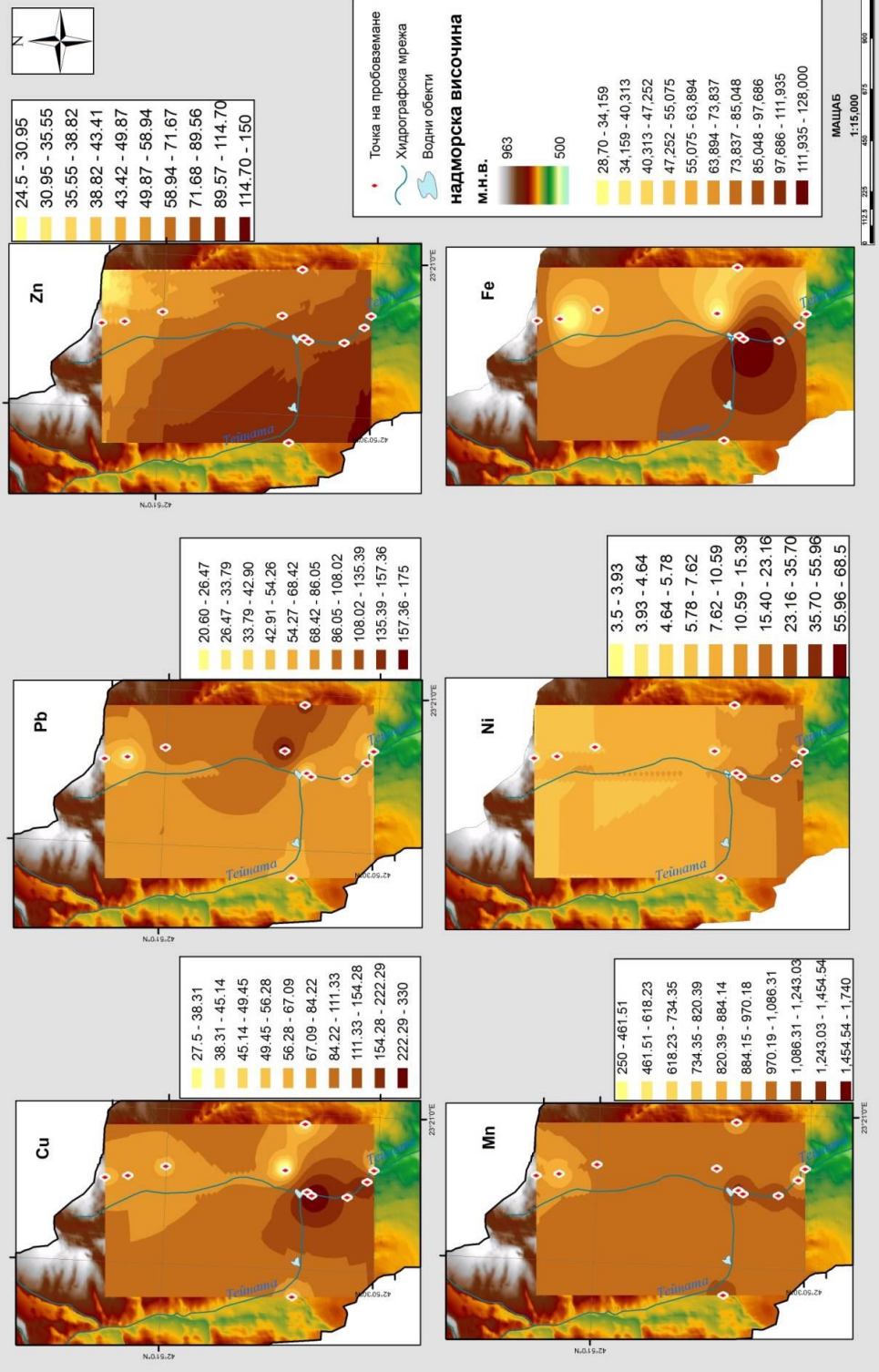
На основата на полетата на стойностите на съдържанията на тежките метали, металоидите, естествените и изкуствени радионуклиди са съставени модели на полетата на стойностите на коефициента на техногенна концентрация -  $K_c$  използвайки получените стойности за местния почвеногеохимичен фон за 1993 (1996) г. и 2011 г. Така получените полета са използвани за изчисляване на сумарния коефициент -  $Z_c$  чиито стойности за тежките метали в почвите за 1993 (1996) г. варират от 3.13 до 129.24, а за 2011 г. от 8.29 до 32.18. Прави впечатление значителното отклонение от стойностите на коефициента от началото на 90-те години на 20-ти век и тези от началото на 21 век, което се дължи най-вероятно на ограничаването на човешката намеса в района на изследване, проведената рекултивация в района, самоочистването на природните и антропогенните ландшафти, както и различните схеми на пробовземане и пробонабиране използвана в настоящата дисертация и Симеонова, Игнатов (1993), Банов, Христов (1996). За естествените и изкуствените радионуклиди – за 1993 (1996) г. е установена стойност на  $Z_c$  варираща от 0.30 до 5.79, а през 2011 г. стойностите му са 7.91 до 13.31. Слабо повишените стойности на коефициента за 2011 г. се отдават на присъствието на цезий-137 в почвените проби от 2011 г., който е с техногенен произход и не е бил обект на изследване и анализ от страна на колектива на „ДИАЛ“ ЕООД през 1993 г. В практиката е установено, че за техногенно замърсени се смятат райони със стойности на индекса над 50–60, което не се забелязва по отношение на природните и техногенни радионуклиди, но се отбелязва при тежките метали за периода на изследване от 1993 (1996) г. На основата на този индекс е установено също така, че стойностите под 2.5 са основно в района около и в „Кариерата“ на участък „Искра“, като за 1993 (1996) г. се наблюдава същата зависимост с изключение на леко повишените стойности на коефициента ( $>3$ ), което свидетелства за липсата на асоциацията от тежки метали в местния почвеногеохимичен и литогеохимичен фон разкрит на повърхността в резултат на уранодобива. Останалите участъци се считат за умерено замърсени. (Филчев и Йорданова, 2011).

Карта на разположение на точките на пробоземане и полета на разпространение на стойностите на съдържанията на Cu, Pb, Zn, Mn, Ni, Fe в почвите във водосбора на р. Тайна (mg/kg) (1996 г.)



Фиг. 1. Карта на разположение на точките на пробоземане и полетата на разпространение на съдържанията на Cu, Pb, Zn, Mn, Ni, Fe (1993-1996 г.) (mg.kg-1)

Карта на разположение на точките на пробоземане  
и полета на разпространение на стойностите на съдържанието на  
Cu, Pb, Zn, Mn, Ni, Fe в почвите на водосбора на р. Тайна (mg/kg) (2011 г.)



Фиг. 2. Карта на разположение на точките на пробоземане и полетата на разпространение на съдържанието на Cu, Pb, Zn, Mn, Ni, Fe (2011 г.) (mg.kg-1)

## Заклучение

На основата на полетата на стойностите на съдържанията на тежките метали, металоидите, естествените и изкуствени радионуклиди са съставени модели на полетата на стойностите на коефициента на техногенна концентрация в почвите в басейна на р. Тайна - К<sub>c</sub> използвайки получените стойности за местния почвеногеохимичен фон за 1993 (1996) г. и 2011 г. Така получените полета са използвани за изчисляване на сумарния коефициент - Z<sub>c</sub> чиито стойности за тежките метали в почвите за 1993 (1996) г. варират от 3.13 до 129.24, а за 2011 г. от 8.29 до 32.18. За естествените и изкуствените радионуклиди – за 1993 (1996) г. е установена стойност на Z<sub>c</sub> варираща от 0.30 до 5.79, а през 2011 г. стойностите му са 7.91 до 13.31.

## Литература:

1. Filchev, L. Design of an Erosionability Model of the Teyna River Watershed to Monitor Erosion Risk. In: Proceedings of Fifth Scientific Conference with International Participation "Space, Ecology, Nanotechnology, Safety" (SENS) 2009, 2-4 November 2009, Sofia, Bulgaria, SRI-BAS, 2009, 257–262.
1. Симеонова, А., Игнатов, Й. и др. Радиологична оценка на участък "ИСКРА" към ЕООД "Подземно строителство". София, "ДИАЛ" ЕООД - Бухово 1830, 1993, с. 77.
2. Банов, М., Христов, Б. Изследване и рекултивация на земи от района на Бухово, нарушени при добива на уран. Проблеми на географията, 1996, № 1, с. 78–86.
3. Roumenina, E., Silleos, N. et al. Designing a Spatial Model of Land Use Impact Dynamics Caused by Uranium Mining Using Remote Sensing and Ground-Based Methods. In: Proceedings of the Third Scientific Conference with International Participation „Space, Ecology, Nanotechnology, Safety“ (SENS) 2007, 27-29 June 2007, Varna, Bulgaria, Space Research Institute - Bulgarian Academy of Sciences.
4. Йовчев, Й. Въглища и битуминозни шисти. София, Техника, 1960.
5. Naydenova, V., Roumenina, E. Monitoring the mining effect at drainage basin level using geoinformation technologies. Central European Journal of Geosciences, 2009, 1(3): 22.
6. ArcGIS Desktop Help. 2008. Redlands, CA, ESRI Inc.
7. Саев, Ю. Е., Смирнова, Р. С. Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях. В: Ландшафтно-геохимическое районирование и охрана среды, Мысль, Москва, 1983.
8. Пенин, Р. Ръководство по геохимия на ландшафта. София, Университетско издателство "Св. Климент Охридски", 1997.
9. Mulligan, M., Wainwright, J. (Eds.) Environmental Modelling - Finding Simplicity in Complexity. Chippenham, Wiltshire, John Wiley & Sons Ltd., 2004.
10. Филчев, Л. и И. Йорданова. (2011). Ландшафтно-геохимични изследвания на последствията от уранодобива във водосбора на р. Тайна. Екологично инженерство и опазване на околната среда (ЕИООС), бр. 4, 14–22. Издава: ЕИООС, София, България. ISSN 1311-8668.