

**ՄՆԴԻԿԻ ՊԱՐՈՒՆԱԿՈՒԹՅԱՄԲ ՊԱՅՄԱՆԱՎՈՐՎԱԾ ԵՐԵՎԱՆ ՔԱՂԱՔԻ
ՀՈՂԵՐԻ ԷԿՈԼՈԳԻԱԿԱՆ ՎԻՃԱԿԻ ԵՎ ԱՌՈՂՋԱԿԱՆ ՌԻՍԿԻ ԳՆԱՀԱՏՈՒՄ**

ԳԱՅԱՆԵ ՄԵԼՔՈՆՅԱՆ

ՀՀ Գիտությունների ազգային ակադեմիա
Էկոլոգանոսֆերային հետազոտությունների կենտրոնի ասպիրանտ
gayane.melkonyan@isec.am

Համառոտագիր

Սնդիկն (Hg) ամբողջ աշխարհում էկոլոգիական լուրջ վտանգ ներկայացնող տարրերից է: Շնորհիվ իր կենսաքիմիական և էկոթունաբանական հատկությունների՝ այն ներկայումս դասվում է կայուն և կենսակուտակման հատկությամբ օժտված քիմիական տարրերի շարքին՝ առանձնանալով կենդանի օրգանիզմների և շրջակա միջավայրի վրա տարաբնույթ բացասական ազդեցությամբ: Տվյալ աշխատանքի նպատակն է բացահայտել Երևան քաղաքի հողերում սնդիկի տարածաբաշխման առանձնահատկությունները, ինչպես նաև գնահատել քաղաքի հողերում սնդիկի պարունակություններով պայմանավորված էկոլոգիական և ոչ քաղցկեղածին առողջական ռիսկերը: Երևանի ամբողջ տարածքից վերցվել է 1356 հողային նմուշ, որոնցում սնդիկի պարունակությունը տատանվել է 0.005-0.27 մգ/կգ սահմաններում՝ միջինում կազմելով 0.11 մգ/կգ: Հետազոտված սնդիկի տարածաբաշխման համաձայն՝ հարաբերականորեն բարձր պարունակություններ հայտնաբերվել են քաղաքի հյուսիսում՝ ինտենսիվ երթևեկելի փողոցների և արդյունաբերական գոտու շրջակայքում: Պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկի (PERI) գնահատման համաձայն՝ քաղաքը գոտիավորվում է Er 4 մակարդակներով՝ ցածր, չափավոր, նշանակալի և բարձր: Ավելին, Երևանի հիմնական՝ 184.7 կմ² տարածքը՝ քաղաքի 82.8%-ը (979 նմուշ), գտնվում է պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկի նշանակալի մակարդակում: Ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման արդյունքների համաձայն՝ Երևանի հողերում հայտնաբերված սնդիկի պարունակությունը քաղաքի բնակիչների համար չի ներկայացնում առողջական ռիսկ:

Բանալի բառեր և բառակապակցություններ. սնդիկ, աղտոտում, քաղաքային հող, ռիսկի գնահատում:

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ И РИСКОВ ЗДОРОВЬЮ, СВЯЗАННЫХ С СОДЕРЖАНИЕМ РТУТИ В ПОЧВЕ ГОРОДА ЕРЕВАНА

ГЯНЭ МЕЛКОНЯН

Национальная академия наук Республики Армения
Центр эколого-ноосферных исследований, аспирант
gayane.melkonyan@isec.am

Аннотация

Ртуть (Hg) – один из тяжелых металлов, представляющих серьезную угрозу для окружающей среды. Благодаря своим биохимическим и экотоксикологическим свойствам этот элемент включён в список стойких биоаккумулирующихся токсичных элементов (СБТ), оказывающих негативное воздействие как на живые организмы, так и на окружающую среду.

Целью данной работы является изучение пространственного распределения концентраций ртути в почвах г.Еревана и оценка связанного со ртутью экологического риска и риска здоровью. С территории города были отобраны 1356 почвенных проб. Концентрации Hg в почвах г. Еревана варьировали от 0.005 до 0.27 мг/кг, в среднем составляя 0.11 мг/кг.

Карта пространственного распределения свидетельствует, что относительно высокие концентрации ртути локализованы в северной части города, вблизи улиц с интенсивным движением и возле промышленных зон. Оценка потенциального экологического риска (**PERI**) позволила выявить на территории города 4 уровня риска: низкий, средний, **ЗНАЧИТЕЛЬНЫЙ** и высокий. Более того, основная часть территории города (184.7 км²- 82.8% всей территории, 979 проб) характеризуется **ЗНАЧИТЕЛЬНЫМ** уровнем экологического риска. Оценка уровня неканцерогенного риска показала, что на территории города исследованные концентрации ртути не представляют риска для здоровья населения.

Ключевые слова и фразы: ртуть, загрязнение, городская почва, оценка риска.

ASSESSING ECOLOGICAL AND HEALTH RISKS ASSOCIATED WITH MERCURY CONTENTS IN THE SOIL OF YEREVAN CITY

GAYANE MELKONYAN

National Academy of Sciences of the Republic of Armenia

Center for Ecological-Noosphere Studies,

PhD student

gayane.melkonyan@isec.am

Abstract

Mercury (Hg) is a heavy metal that poses a serious threat to the environment. Due to its biochemical and ecotoxicological properties, this element is included in the list of persistent, bioaccumulative toxic elements (PBTs) that adversely affect both living organisms and the environment.

This paper explores the spatial distribution of mercury concentrations in Yerevan soils and assessing mercury-associated ecological and health risks. A total of 1,356 soil samples were collected from the city. The Hg concentrations obtained from the sampling sites varied between 0.005-0.27 mg/kg, with a mean of 0.11 mg/kg.

The spatial distribution map of Hg concentrations shows that relatively high concentrations of this element are localized in the northern part of the city, near traffic-intensive streets and industrial areas. The potential ecological risk assessment has identified four risk levels in the city: low, moderate, CONSIDERABLE and high. Moreover, the main part of the city (184.7 sq.km - 82.8% of its area (979 samples) is characterized by a SIGNIFICANT level of potential ecological risk. The non-carcinogenic health risk assessment results showed that Hg concentrations in the territory of Yerevan city pose a public health risk.

Keywords and phrases: Mercury, pollution, urban soil, risk assessment.

1. Ներածություն

Սնդիկն (Hg) ամբողջ աշխարհում էկոլոգիական լուրջ վտանգ ներկայացնող մետաղներից է, որը ներառված է շրջակա միջավայրի առաջնային վերահսկման աղտոտիչների ցանկում [1, էջ 411-428] [2, էջ 4967-4983]: Շնորհիվ իր քիմիական և էկոթունաբանական հատկությունների այն դասվում է կայուն և կենսակուտակման հատկությամբ օժտված տոքսիկ տարրերի շարքին՝ առանձնանալով կենդանի օրգանիզմների և շրջակա միջավայրի վրա բացասական ազդեցությամբ [3, էջ 693-794]: Աշխարհում սնդիկով աղտոտման խնդիրն առաջնահերթ պայմանավորված է վերջինիս բարդ երկրաքիմիական շրջապտույտով [4, էջ 591-601], որը ներառում է բնական աղբյուրներից սնդիկի կուտակումը երկրակեղևում, այնտեղից դեպի մթնոլորտ արտանետումը, հողում և ջրում սնդիկի նստեցումը և նշված միջավայրերից գոլորշիացումը [5, էջ 43-63] մինչև հողային ապարներում վերստին կուտակումը [6, էջ 261]: Սնդիկի կենսաերկրաքիմիական շրջապտույտում հողերը կարևոր դեր են կատարում տարբեր միջավայրերի միջև սնդիկի ցրման և կուտակման գործընթացներում [7, էջ 4049-4062], համարվում են սնդիկի կուտակման գլխավոր պահուստարաններ և շրջակա միջավայրի սնդիկով աղտոտման կարևոր ցուցիչներ [8, էջ 1-5]: Սնդիկն առավելագույն պարունակություններով հանդես է գալիս հիմնականում հողի վերին շերտերում, որտեղ Hg-ի 80%-ից ավելին [9, էջ 2233-2244] կուտակվում է մթնոլորտից նստեցման (դեպոզիցիայի) արդյունքում: Հողերում սնդիկը հիմնականում հանդիպում է անօրգանական աղերի (HgCl_2 , HgO , HgS) և միներալների (կինովար, ամֆիբոլ, սֆալերիտ) ձևով [10, էջ 488] [11, էջ 19]: Հողում սնդիկի պարունակությունները բացասաբար են ազդում հողի որակական հատկանիշների վրա և կարող են առողջական լուրջ ռիսկեր ներկայացնել կենդանի օրգանիզմների և մարդկանց համար:

Հիմք ընդունելով վերոնշյալը՝ հողում սնդիկի պարունակությունների որոշումը կարևոր և խիստ արդիական է հատկապես մեծաքանակ բնակչությամբ և արդյունաբերական գործունեությամբ առանձնացող քաղաքային տարածքների համար [12, էջ 9316-9322] [13, էջ 83-91]: Քաղաքային հողերի սնդիկով աղտոտումը հիմնականում իրականանում է անթրոպոգեն գործընթացների արդյունքում, որոնցից կետային աղտոտման աղբյուրներն են էլեկտրական կայանները, ծանր և թեթև արդյունաբերությունը (հատկապես շինանյութի և քիմիկատների արտադրությունը [14, էջ 5951-5964] և ոչ կետային աղբյուրները՝ տրանսպորտը, քաղաքային, բժշկական և արտադրական թափոնների այրում [15, էջ 297-315] [16, էջ 345-355] և հատկապես բնական վառելիքի՝ ածխի, փայտի և գազի այրումը [17, էջ 11-50]:

Գրականության մեջ առկա են բազմաթիվ հետազոտություններ՝ [18, էջ 30-46] [19] [20, էջ 1-11] [21, էջ 1230-1240] [22, էջ 1-15] ուղղված քաղաքային տարածքներում սնդիկով աղտոտման թիրախավորված ուսումնասիրություններին, որոնք բացահայտում են քաղաքային հողերում սնդիկի տարածական բաշխվածության առանձնահատկությունները, աղտոտման մակարդակը և աղբյուրները: Հատկանշական է, որ Երևանի հողերի երկրաքիմիական առանձնահատկությունների բացահայտմանն ուղղված հետազոտություններում [20, էջ 1-11] [21, էջ 1230-1240] [22, էջ 1-15] սնդիկի պարունակությունների մասին համալիր տեղեկությունը խիստ սակավ է և հատվածական: Տվյալ աշխատանքում փորձ է արվել բացահայտելու Երևան քաղաքի հողերում սնդիկի տարածաբաշխման առանձնահատկությունները, ինչպես նաև գնահատել սնդիկի պարունակությամբ պայմանավորված առողջական և էկոլոգիական ռիսկերը:

2. Հետազոտության տարածքը

Որպես ՀՀ մայրաքաղաք՝ Երևանը ($40^{\circ}10'40''N$ հս.լն., $44^{\circ}30'45''E$ աե.եր.), զբաղեցնում է 223 քառ.կմ տարածք (հյուսիսից հարավ՝ 19,7 կմ, արևմուտքից արևելք՝ 19,1 կմ), իսկ մշտական բնակչությունը կազմում է 1.81 մլն մարդ [23, էջ 1-10]: Երևանը գտնվում է ծովի մակարդակից 850-1000 մետր բարձրության վրա: Քաղաքին բնորոշ է տիպիկ ցամաքային կլիմա՝ ջերմաստիճանի օրական և տարեկան մեծ ամպլիտուդով (ամռանը՝ $+22$ –ից $+26$ °C, ձմռանը՝ 20 -ից -30 °C): Տեղումների տարեկան միջինը տատանվում է 300-500մմ-ի սահմաններում: Գերակշռող հյուսիս-արևելյան քամիների տարեկան միջին արագությունը կազմում է 1.86 մ/վ: Երևանի երկրաբանական հիմքը ներկայացված է հրաբխային լավաներով, տուֆերով և չորրորդական նստվածքներով [24, էջ 156]: Քաղաքի տարածքի հիմնական մասը (60–65%) կազմում են բազալտները, բազալտային անդեզիտները, հրաբխածին տուֆերը և այլ նստվածքային ապարային ֆորմացիաներ: Քաղաքի տարածքը հիմնականում հանդես է գալիս գորշ կիսաանապատային հողերով, որոնք բնութագրվում են հումուսային հորիզոնի խճաքարային-ավազակավային մեխանիկական կազմով [25]:

3. Նյութեր և մեթոդներ

2012 թ-ի հունիս-օգոստոս ամիսների ընթացքում Երևան քաղաքի ամբողջ տարածքից նմուշառվել է 1356 հողային նմուշ [26, էջ 257-265] [20, էջ 1-11] [21, էջ 1230-1240]: Հողերի նմուշառման, նախնական մշակման և տարրալուծման աշխատանքներն իրականացվել են ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոսֆերային հետազո-

տությունների կենտրոնի Շրջակա միջավայրի երկրաքիմիայի բաժնի կողմից՝ համաձայն քաղաքային տարածքներում էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտությունների մեթոդական ցուցումների, միջազգային ISO [27] և US EPA [28] նմուշառման ուղեցույցերի հիման վրա մշակված ստանդարտ օպերացիոն ընթացակարգերի [29, էջ 259] [30, էջ 335]:

Կուտակման գործակիցը (Kc) հաշվարկվել է համաձայն (1) բանաձևի [31, էջ 259][32, էջ 1-78]

$$Kc = C_i / C_{\Phi n} \quad (1)$$

որտեղ C_i ՝ տարրի պարունակությունն է հողում, $C_{\Phi n}$ ՝ երկրաքիմիական ֆոնը: Կուտակման գործակցի արժեքն աստիճանավորվել է՝ համաձայն ընդունված սանդղակավորման [31, էջ 259]:

Երևանի հողերում սնդիկի ֆոնային պարունակության որոշման համար քաղաքի չբնակեցված և չաղտոտված տեղամասերից նմուշառվել են 51 հողային նմուշներ, ֆոնի որոշման համար կիրառվել է երկրաքիմիական և վիճակագրական մեթոդների համակցված տարբերակը [33, էջ 581-588]:

Պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկը գնահատվել է՝ ըստ ինդեքսի մեթոդի (PERI) [34, էջ 975-1001]. համաձայն բանաձևեր (2) և (3) -ի՝

$$Cr = C / Cn \quad (2)$$

$$Er = Tr \times Cr \quad (3)$$

որտեղ C -ն նմուշում Hg-ի պարունակությունն է, Cn -ը՝ Hg-ի ֆոնային պարունակությունը, Er -ը՝ պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկի ինդեքսը, Tr -ը՝ «տոքսիկություն-պատասխան» գործակիցը, որը սնդիկի համար կազմում է 40 [35, էջ 767-787][36, էջ 40-47]:

Hg-ի ոչ քաղցկեղածին առողջական ռիսկի գնահատման համար դիտարկվել են մասնիկների՝ մարդու օրգանիզմ ներթափանցման հիմնական 3 ուղիները՝ մասնիկների անմիջական կլանում, բերանի և քթի միջոցով մասնիկների ներշնչում և մաշկային աբսորբցիա: Ոչ քաղցկեղածին ռիսկը հաշվարկվել է ինչպես երեխաների, այնպես էլ մեծահասակների համար՝ համաձայն առողջական ռիսկի US EPA մոդելի [37][38]: Յուրաքանչյուր ուղու համար հաշվարկվել է ոչ քաղցկեղածին վտանգի ցուցանիշ:

$$HQ_i = \frac{CDI_i}{RfD_i} \quad (10), \quad HI = \sum HQ_i \quad (4)$$

որտեղ CDI_i -ը առանձին ուղիներից Hg-ի քրոնիկ օրական կլանումն է, որը

հաշվարկվում է՝ համաձայն ներքոնշյալ բանաձևերի: RfD_i -ը Hg-ի համապատասխան ազդեցության ուղու քրոնիկ էտալոնային չափաբաժինն է: RfD արժեքները վերցվել են ռիսկի գնահատման տեղեկատվական համակարգից (RAIS) [37]: $HQ > 1$ վկայում է առողջական խնդիրների հավանականության մասին [37]:

$$CDI_{կրանում}(\frac{մգ}{կգ \text{ օրական}}) = \frac{C * IngR * EF * ED * 10^{-6}}{AT * BW} \quad (5)$$

$$CDI_{շնչառություն}(\frac{մգ}{կգ \text{ օրական}}) = \frac{C * InhR * EF * ED}{AT * BW * (PEF + VF)} \quad (6)$$

$$CDI_{մաշկային}(\frac{մգ}{կգ \text{ օրական}}) = \frac{C * EF * ED * SA * AF * ABSd * 10^{-6}}{AT * BW} \quad (7)$$

4. Արդյունքներ

4.1 Սնդիկի պարունակությունները և տարածական բաշխվածությունը Երևան ք-ի հողերում

Նմուշներում սնդիկի պարունակությունները տատանվել են 0.005-0.27 մգ/կգ սահմաններում՝ միջինում կազմելով 0.1 մգ/կգ (**Աղյուսակ 1**):

Բերված Երևան ք-ի տարածքի հողերում սնդիկի պարունակությունների տարածաբաշխական քարտեզի համաձայն՝ համեմատաբար բարձր պարունակությունները (>99%) գրանցվել են 76 նմուշներում, որոնք ընդգրկել են 1.3 կմ² մակերեսով դաշտերը (քաղաքի տարածքի 0.58 %-ը): Տվյալ կետային դաշտերն առավելապես բաշխված են քաղաքի ծայր հյուսիսում և հյուսիս արևելքում: Նշված տարածքներում սնդիկի հարաբերական բարձր պարունակության աղբյուր կարող են հանդիսանալ այստեղ տեղակայված երկաթբետոնե կոնստրուկցիաների [14, էջ 5951–5964], քարի մշակման արտադրամասերը, ժամանակին գործող էլլամպերի ձեռնարկությունները [39, էջ 22] [17, էջ 11-50]: Քաղաքի տարածքի հիմնական մասը զբաղեցնում են սնդիկի 95-75%-ի պարունակության դաշտերը՝ ընդգրկելով 128 կմ² տարածք (ընդհանուր տարածքի 57.7% - 686 նմուշ), որոնք քաղաքում հանդես են գալիս խճանկարային բաշխվածությամբ: 50%-ի դաշտի սահմաններում ընկած պարունակությունը ընդգրկում է 54.4 կմ² տարածք (ընդհանուր տարածքի 24.4% - 310 նմուշ), իսկ սնդիկի ցածր պարունակությամբ (<25%) դաշտերը զբաղեցնում են համեմատաբար փոքր՝ 38.4 կմ² տարածք (ընդհանուր տարածքի 17.2% - 284 նմուշ) և խճանկարային բաշխվածությամբ հանդես են գալիս հիմնականում քաղաքի արևմուտքում և կենտրոնական շրջաններում:

Աղյուսակ 1

Երևան քաղաքի հողերում սնդիկի պարունակության (մգ/կգ)
նկարագրական վիճակագրության պարամետրերը [20, էջ 1-11]

Միջին	Մեդիան	Նվազ.	Առավել.	Ստ. շեղում,	Ասիմետր. գործակից	Վար. գործ ակից %	Ֆոն	ՍԹ Կ
0.115	0.117	0.005	0.27	0.05	-0.42	44	0.017	2.1

Երկրաքիմիական գնահատման արդյունքների համաձայն՝ ֆոնի նկատմամբ գերազանցում գրանցվել է նմուշների 89%-ում (1211 նմուշ), միջին արժեքի դեպքում դիտվել է 6.76 անգամ գերազանցում, իսկ առավելագույն արժեքի դեպքում՝ 15.8 անգամ գերազանցում, որոնք, ըստ կուտակման գործակցի (Kc) սանդղակավորման [31, էջ 259], դասվում են համապատասխանաբար աղտոտման չափավոր վտանգավոր և վտանգավոր մակարդակներին: Նվազագույն պարունակության դեպքում ֆոնի նկատմամբ գերազանցում գրանցված չէ: Համաձայն ֆոնի նկատմամբ գերազանցման դաշտերի տարածաբաշխման քարտեզի (**Ошибка! Источник ссылки не найден.**)՝ քաղաքի տարածքի 10.7%-ը (5.55 կմ²– 149 նմուշ) բնութագրվում է սնդիկի ֆոնային արժեքից ցածր պարունակությամբ, քաղաքի տարածքի մեծ մասը՝ 72 %-ը (158 կմ²–896 նմուշ), բնութագրվում է ֆոնի արժեքի 1-3 անգամ գերազանցմամբ, իսկ 17.5 %-ի (59.4 կմ²–311 նմուշ) դեպքում ֆոնի նկատմամբ գերազանցումն ընկած է ֆոնի 3-9 անգամ գերազանցման տիրույթում:

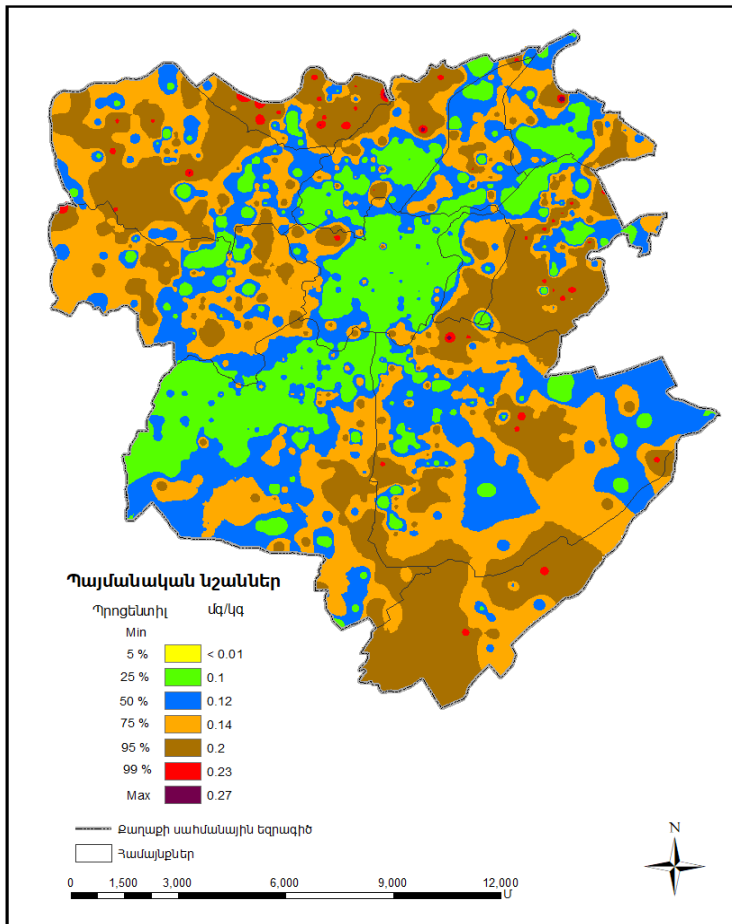
Երևան քաղաքի հողերի սանիտարահիգիենիկ գնահատման համաձայն՝ քաղաքի ողջ տարածքից նմուշառած հողերում սնդիկի պարունակությունների ՍԹԿ նկատմամբ (2.1 մգ/ կգ [40]) գերազանցում չի գրանցվել:

Նկարագրական վիճակագրության պարամետրերի համաձայն (**Աղյուսակ 1**)՝ քաղաքի հողերում սնդիկի պարունակության միջին և մեդիան արժեքների միջև աննշան տարբերություն է, սակայն ասիմետրիայի արժեքը տարբերվում է 0-ից՝ վկայելով ձախակողմյան ասիմետրիայի (<1) և նորմալ բաշխվածությունից շեղման մասին: Շապիրո-Վիլկ և Կոլմագորով-Սմիրնով թեստերի համաձայն՝ սնդիկի պարունակություններն ունեն ոչ նորմալ բաշխվածություն: Նախնական արժեքների լոգարիթմական ձևափոխության

արդյունքում ևս բաշխվածությունը մնում է ոչ նորմալ, ինչը կարելի է բացատրել թերևս տիրույթից դուրս ընկած և էքստրեմալ մեծաքանակ արժեքներով: Տվյալների լոգարիթմական ձևափոխումից և ստացված տիրույթից դուրս արժեքների բացառումից հետո ևս քաղաքի հողերում սնդիկի պարունակության բաշխվածությունը մնում է ոչ նորմալ: Չնայած վարիացիայի գործակցի ցածր արժեքին (44%)՝ քաղաքի տարածքում սնդիկի ոչ նորմալ բաշխվածությունը, ինչպես նաև տիրույթից դուրս և էքստրեմալ արժեքների առկայությունը մատնանշում են քաղաքի տարածքում սնդիկի բաշխման վրա երկրածին (բնական) գործոնների հետ միասին անթրոպոգեն գործոնների ազդեցության առկայությունը:

4.2 Պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկի (Er) գնահատումը Երևան ք-ի հողերում

Երևան քաղաքի հողերում սնդիկի պարունակությունների պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկի (Er) տարածական բաշխման քարտեզից (նկար) երևում է, որ քաղաքը գոտիավորվել է Er 4 մակարդակներով՝ ցածր, չափավոր, նշանակալի և բարձր: Պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկի գնահատման արդյունքների համաձայն՝ ռիսկի միջին արժեքը՝ 92.6, գտնվում է նշանակալի մակարդակում: Նմուշների 11%-ում (149 նմուշ), որոնք զբաղեցնում են քաղաքի տարածքի 2.81%-ը (23.8 կմ²), Er-ը գտնվում է ցածր մակարդակում (< 40): Նմուշների 13.8%-ում (186 նմուշ) ռիսկը գտնվում է չափավոր մակարդակում (40-80)՝ զբաղեցնելով քաղաքի 13.7%-ը (30.6 կմ²): Նմուշների առավելագույն 72.2%-ում (979 նմուշ) ռիսկը գտնվում է նշանակալի մակարդակում (80-160)՝ զբաղեցնելով քաղաքի 82.8%-ը (184.7 կմ²), իսկ մնացյալ 3.4%-ի դեպքում (46 նմուշ), որոնք զբաղեցնում են քաղաքի 0.58%-ը (1.3 կմ²), գրանցվել է բարձր պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկ (160-320): Բարձր աղտոտման մակարդակ գրանցած նմուշները բաշխված են հիմնականում քաղաքի հյուսիսային ծայրամասերում և հարավ-արևելքում, իսկ չափավոր և ցածր մակարդակի դաշտերն առավելապես կենտրոնացած են քաղաքի արևելյան և կենտրոնական շրջաններում: Քաղաքի մնացյալ ամբողջ տարածքը բնութագրվում է պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկի նշանակալի մակարդակով:



Նկար 1. Երևան քաղաքի հողերում սնդիկի պարունակությունների տարածական բաշխվածության քարտեզ:

4.3 Սնդիկի ոչ քաղցկեղածին առողջական ռիսկի գնահատումը Երևան ք-ի հողերում

Հողում սնդիկի պարունակությունների ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման արդյունքների համաձայն՝ մեծահասակների դեպքում կլանման ռիսկը տատանվում է $9.91\text{E-}04$ -ից $2.31\text{E-}03$ -ի միջև՝ միջինում կազմելով $8.56\text{E-}05$: Շնչառական ռիսկը տատանվում է $9.10\text{E-}09$ -ից $2.46\text{E-}07$ սահմաններում, միջինում կազմելով՝ $1.05\text{E-}07$, իսկ մաշկային աբսորբցիայի ռիսկը՝ $1.08\text{E-}05$ -ից $2.93\text{E-}04$, միջինում՝ $1.26\text{E-}04$: Ընդհանուր առմամբ բազմաղի ռիսկի (HI) նվազագույն արժեքը կազմում է $9.65\text{E-}05$, առավելագույն արժեքը՝ $2.60\text{E-}03$, իսկ միջինը՝ $1.12\text{E-}03$ (Աղյուսակ 2):

Երեխաների դեպքում կլանման ռիսկը տատանվում է $7.99\text{E-}04$ -ից $2.16\text{E-}02$ -ի սահմաններում՝ միջինում կազմելով $9.25\text{E-}03$: Շնչառական ռիսկը

տատանվում է $2.35E-08$ -ից $6.35E-07$ սահմաններում, միջինում կազմելով $2.72E-07$, իսկ մաշկային աբսորբցիայի դիսկը՝ $5.69E-05$ -ից $1.54E-03$ է, միջինում՝ $6.59E-04$ արժեքով: Ընդհանուր բազմուղի դիսկի (HI) նվազագույն արժեքը կազմում է $8.56E-04$, առավելագույն արժեքը՝ $2.31E-02$, միջինը՝ $9.91E-03$ (Աղյուսակ 2):

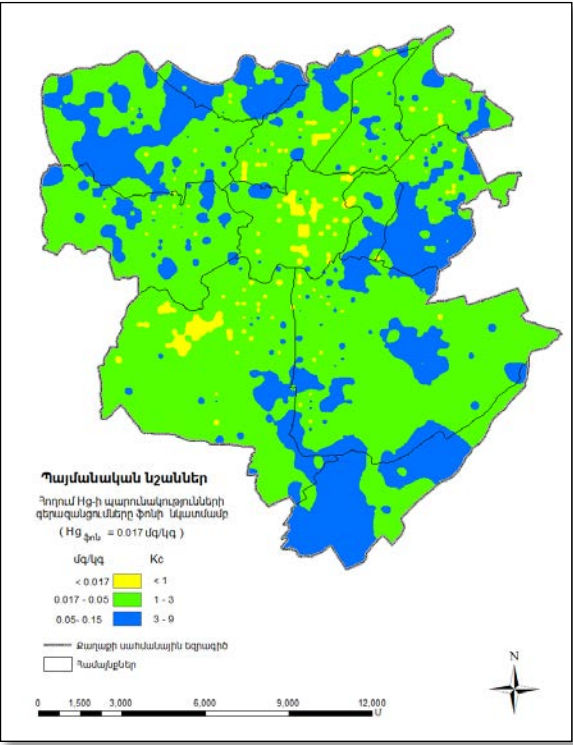
Աղյուսակ 2

Երևան ք-ում մեծահասակների և երեխաների ոչ քաղցկեղածին վտանգի գործոնը (HQ)

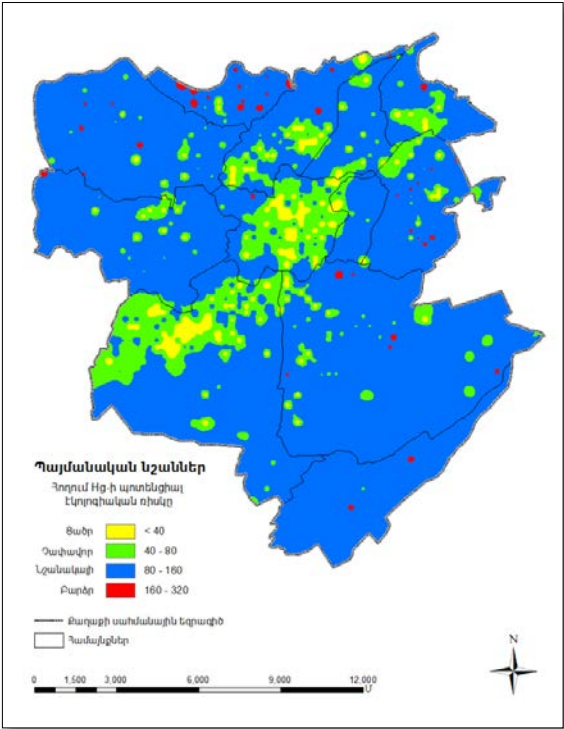
		Մեծահասակ			Երեխա		
		HQ կլանում	HQ _{շնչ}	HQ _{մաշկ}	HQ կլանում	HQ _{շնչ}	HQ _{մաշկ}
Նվազագույն		8.56E-05	9.10E-09	1.08E-05	7.99E-04	2.35E-08	5.69E-05
Առավելագույն		2.31E-03	2.46E-07	2.93E-04	2.16E-02	6.35E-07	1.54E-03
Միջին		9.91E-04	1.05E-07	1.26E-04	9.25E-03	2.72E-07	6.59E-04
HI	Նվազագույն	9.65E-05			8.56E-04		
	Առավելագույն	2.60E-03			2.31E-02		
	Միջին	1.12E-03			9.91E-03		

Ընդհանուր դիսկի առանձին ուղիների մասնաբաժինները և՛ մեծահասակների, և՛ երեխաների դեպքում նվազում են հետևյալ հաջորդականությամբ՝ կլանում > մաշկային աբսորբցիա > շնչառություն: Տվյալ հետազոտության արդյունքները ցույց են տալիս, որ Երևան քաղաքի ամբողջ տարածքում HQ արժեքները գտնվում են առողջական դիսկի թույլատրելի մակարդակում ($HQ < 1$), ինչը վկայում է Երևանի հողերում սնդիկի պարունակությամբ պայմանավորված առողջական դիսկի բացակայության մասին:

Նկար 2. Երևան ք-ի հողերում սնդիկի պարունակությունների ֆոնային գերազանցումների տարածական բաշխվածության քարտեզ:



Նկար 3. Երևան ք-ի հողերում սնդիկի պարունակության էկոլոգիական ռիսկի տարածական բաշխվածության քարտեզ:



Երևան քաղաքի հողի նմուշներում սնդիկի պարունակությունները տատանվել են 0.005-0.27 մգ/կգ սահմաններում՝ միջինում կազմելով 0.11 մգ/կգ: Քաղաքի տարածքը բնութագրվում է սնդիկի խճանկարային բաշխվածությամբ՝ համեմատաբար բարձր պարունակությունը կետային դաշտերով հայտնաբերվել է քաղաքի հյուսիսում, իսկ սնդիկի ցածր պարունակությամբ դաշտերը հանդես են եկել հիմնականում քաղաքի արևմտյան և կենտրոնական շրջաններում:

Երկրաքիմիական գնահատման համաձայն՝ ֆոնի նկատմամբ գերազանցում գրանցվել է հողի նմուշների 89%-ում, միջին արժեքի դեպքում դիտվել է 6.76 անգամ գերազանցում, որն, ըստ կուտակման գործակցի (Kc) սանդղակավորման, դասվում է աղտոտման չափավոր վտանգավոր մակարդակին: Երևանի ամբողջ տարածքից նմուշառած հողում սնդիկի ՍԹԿ նկատմամբ (2.1 մգ/կգ) գերազանցում չի գրանցվել:

Պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկի (PERI) գնահատման համաձայն՝ քաղաքի տարածքի հողերի հիմնական մասը՝ 82.8%-ը, բնութագրվում է ռիսկի նշանակալի մակարդակով: Բարձր պոտենցիալ էկոլոգական ռիսկ գրանցած նմուշները տարածականորեն տեղակայված են եղել հիմնականում քաղաքի հյուսիսային ծայրամասերում և արևելյան շրջաններում:

Ոչ քաղցկեղածին առողջական ռիսկի գնահատման համաձայն՝ ուսումնասիրված բոլոր միջավայրերում սնդիկի պարունակությունը չի հանդիսանում բնակչության առողջությանն ուղղված ռիսկի գործոն ո՛չ մեծահասակների և ո՛չ երեխաների համար:

Գրականություն

1. B.J. Alloway, “Heavy Metals in Soils Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability Chapter 15 Mercury,” in *Environmental Pollution*, 2013, pp. 411–428.
2. C. T. Driscoll, R. P. Mason, H. M. Chan, D. J. Jacob, and N. Pirrone, “Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects,” *Environ. Sci. Technol.*, p. 4967–4983, 2013, doi: 10.1021/es305071v.
3. F. Beckers and J. Rinklebe, “Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review,” *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, vol. 47, no. 9, pp. 693–794, 2017, doi: 10.1080/10643389.2017.1326277.

4. P. Li, X. B. Feng, G. L. Qiu, L. H. Shang, and Z. G. Li, "Mercury pollution in Asia: A review of the contaminated sites," *J. Hazard. Mater.*, vol. 168, pp. 591–601, 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.03.031.
5. N. E. Selin, "Global biogeochemical cycling of mercury: A review," *Annu. Rev. Environ. Resour.*, vol. 34, pp. 43–63, 2009, doi: 10.1146/annurev.environment.051308.084314.
6. AMAP/UNEP, "Technical Background Report for the Global Mercury Assessment," *Glob. Mercur. Assess. 2013. Arct. Monit. Assess. Program.*, p. 261, 2013.
7. E. Kelepertzis and A. Argyraki, "Mercury in the urban topsoil of Athens, Greece," *Sustain.*, vol. 7, no. 4, pp. 4049–4062, 2015, doi: 10.3390/su7044049.
8. S. Róžański, H. Dąbkowska-Naskręt, and et al., "Profile distribution of mercury in selected urban soils," *Environ. Prot. Nat. Resour.*, vol. 26, no. 3(65), pp. 1–5, 2015, doi: 10.1515/OSZN-2015-0016.
9. J. Zhu *et al.*, "Characteristics of atmospheric mercury deposition and size-fractionated particulate mercury in urban Nanjing, China," *Atmos. Chem. Phys.*, vol. 14, pp. 2233–2244, 2014, doi: 10.5194/acp-14-2233-2014.
10. Alina Kabata-Pendias, "Trace Elements in Soils and Plants:Fourth Edition." p. 488, 2011.
11. B. Gworek, W. Dmuchowski, and A. H. Baczewska-Dąbrowska, "Mercury in the terrestrial environment: a review," *Environ. Sci. Eur.*, vol. 32, no. 128, p. 19, 2020, doi: 10.1186/s12302-020-00401-x.
12. L. Zheng, Q. Tang, J. Fan, X. Huang, C. Jiang, and H. Cheng, "Distribution and health risk assessment of mercury in urban street dust from coal energy dominant Huainan City, China," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 22, no. 12, pp. 9316–22, 2015, doi: 10.1007/s11356-015-4089-3.
13. Z. Tang *et al.*, "Contamination and health risks of heavy metals in street dust from a coal-mining city in eastern China," *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 138, no. November 2016, pp. 83–91, 2017, doi: 10.1016/j.ecoenv.2016.11.003.
14. N. Pirrone *et al.*, "Global mercury emissions to the atmosphere from anthro-

- pogenic and natural sources,” *Atmos. Chem. Phys. Atmos. Chem. Phys.*, vol. 10, pp. 5951–5964, 2010, doi: 10.5194/acp-10-5951-2010.
15. M. M. Diawara *et al.*, “Arsenic, Cadmium, Lead, and Mercury in surface soils, Pueblo, Colorado: implications for population health risk,” *Environ. Geochem. Health*, vol. 28, no. 4, pp. 297–315, 2006, doi: 10.1007/s10653-005-9000-6.
 16. G. Q. Chen *et al.*, “An overview of mercury emissions by global fuel combustion: The impact of international trade,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 65, pp. 345–355, 2016, doi: 10.1016/j.rser.2016.06.049.
 17. B. J. Alloway, “Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils,” 2013, pp. 11–50.
 18. E. V. Butakov, P. V. Kuznetsov, M. S. Kholodova, and V. I. Grebenshchikova, “Mercury in soils of the agro-industrial zone of Zima city (Irkutsk oblast),” *Eurasian Soil Sci.*, vol. 50, no. 11, pp. 1354–1361, 2017, doi: 10.1134/S1064229317110035.
 19. J.-L. Yang and G.-L. Zhang, “Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils – A review,” *Soil Sci. Plant Nutr.*, vol. 61, no. sup1, pp. 30–46, 2015, doi: 10.1080/00380768.2015.1035622.
 20. G. Tepanosyan, L. Sahakyan, O. Belyaeva, and A. Saghatelyan, “Origin identification and potential ecological risk assessment of potentially toxic inorganic elements in the topsoil of the city of Yerevan, Armenia,” *J. Geochemical Explor.*, vol. 167, pp. 1–11, 2016, doi: 10.1016/j.gexplo.2016.04.006.
 21. G. Tepanosyan, L. Sahakyan, O. Belyaeva, N. Maghakyan, and A. Saghatelyan, “Human health risk assessment and riskiest heavy metal origin identification in urban soils of Yerevan, Armenia,” *Chemosphere*, vol. 184, pp. 1230–1240, 2017, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.06.108.
 22. N. Maghakyan, L. et al. Sahakyan, O. Belyaeva, M. Kafyan, and G. Tepanosyan, “Assesment of Heavy Metal Pollution Level and Children’s Health Risk in a Kindergarten Area,” *Natl. Acad. Sci. RA Electron. J. Nat. Sci.*, vol. 1, no. 28, pp. 10–15, 2017, Accessed: Dec. 18, 2017. [Online]. Available: <http://cens.am/uploads/pdf/cens-article-0061.pdf>.

23. NSS RA, "Statistical Yearbook of Armenia/Armenian Statistical Service of RA," pp. 1–10, 2019.
24. A. Saghatelyan, "Peculiarities of Heavy Metal Distribution on the Territory of Armenia., Yerevan," *CENS NAS RA*, p. 156, 2004.
25. E. Shakhgeldyan, L. Tatevosyan, and M. Tepanyan, "Explanatory note to the schematic engineering-geological maps of cities of Yerevan. Kirovakan, Hrazdan and Alaverdi in scale 1, 10000.,," p. 125, 1985.
26. G. Tepanosyan, N. Maghakyan, L. Sahakyan, and A. Saghatelyan, "Heavy metals pollution levels and children health risk assessment of Yerevan kindergartens soils," *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 142, pp. 257–265, 2017, doi: 10.1016/j.ecoenv.2017.04.013.
27. ISO, "ISO 11464:2006(en), Soil quality — Pretreatment of samples for physico-chemical analysis," 2006. <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:11464:ed-2:v1:en> (accessed Oct. 23, 2017).
28. US EPA, "Field Sampling Guidance Document #1205. Soil sampling. Rev. 2 9/99.,," 1999.
29. A. G. Darnley *et al.*, "A Global Geochemical Database. Recommendations for International Geochemical Mapping - Final Report of IGCP Project 259.,," p. 1989, 1995.
30. Y. Saet, B. Revich, E. Yanin, and E. Al., "Environmental Geochemistry. Nedra, Moscow.,," p. 335, 1990.
31. A. Golovin, "Assessment of damage to the environment from pollution by toxic metals," *IMGRE*, vol. 34, 2000.
32. L. Ignateva, "Soil hygiene and hygienic assessment of soil quality in populated areas, Manual." Иркутск, pp. 1–78, 2015.
33. G. O. Tepanosyan, O. A. Belyaeva, L. V. Saakyan, and A. K. Sagatelyan, "Integrated approach to determine background concentrations of chemical elements in soils," *Geochemistry Int.*, vol. 55, no. 6, pp. 581–588, 2017, doi: 10.1134/S0016702917060106.
34. L. Håkanson, "An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control-A Sedimentological Approach Nutrient dynamics in the Baltic Sea. View project,"

- Water Res.*, vol. 14, pp. 975–1001, 1980, doi: 10.1016/0043-1354(80)90143-8.
35. D. Raj, A. Chowdhury, and S. K. Maiti, “Ecological risk assessment of mercury and other heavy metals in soils of coal mining area: A case study from the eastern part of a Jharia coal field, India,” *Hum. Ecol. Risk Assess.*, vol. 23, no. 4, pp. 767–787, 2017, doi: 10.1080/10807039.2016.1278519.
 36. G.-L. Yuan, T.-H. Sun, and P. Han, “Source identification and ecological risk assessment of heavy metals in topsoil using environmental geochemical mapping: Typical urban renewal area in Beijing, China,” *J. Geochemical Explor.*, vol. 136, pp. 40–47, Jan. 2014, doi: 10.1016/J.GEXPLO.2013.10.002.
 37. RAIS, “The Risk Assessment Information System Risk Exposure Models for Chemicals User’s Guide,” 2018. https://rais.ornl.gov/tools/rais_chemical_risk_guide.html.
 38. US EPA, *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A)*, vol. I. Washington: United States Environmental Protection Agency, 1989.
 39. D. Raj and S. K. Maiti, “Sources, toxicity, and remediation of mercury: an essence review,” *Environ. Monit. Assess.*, vol. 191, no. 9, p. 22, 2019, doi: 10.1007/s10661-019-7743-2.
 40. “ՀՀ Առողջապահության նախարարի 25 հունվարի 2010 թ. Հրամանը № 01-Ն «Հողի որակին ներկայացվող հիգիենիկ պահանջներ № 2.1.7.003–10 սանիտարական կանոնները և նորմերը հաստատելու մասին»,” Երևան, 2010. Accessed: Jun. 02, 2017. [Online]. Available: <http://www.arlis.am/DocumentView.aspx?DocID=56510>.