

**ՀԱՅԱՍՏԱՆԻ ՀԱՆՐԱՊԵՏՈՒԹՅԱՆ ԳԻՏՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ԱԶԳԱՅԻՆ
ԱԿԱԴԵՄԻԱ
ԷԿՈԼՈԳԱՆՈՈՍՖԵՐԱՅԻՆ ՀԵՏԱԶՈՏՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ԿԵՆՏՐՈՆ**

ԿԱՖԵԴՐԱԼ ՄԻԻԹԱՐ ՀՈՎԻԿԻ

**ԳՅՈՒՄՐԻ ՔԱՂԱՔԻ ԷԿՈԼՈԳԱԵՐԿՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ
ԱՌԱՆՁՆԱՅԱՏԿՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԸ**

ԱՏԵՆԱԽՈՍՈՒԹՅՈՒՆ

Գ.00.05. - «Բուսաբանություն, սնկաբանություն, էկոլոգիա»
մասնագիտությունը կենսաբանական գիտությունների թեկնածուի
գիտական աստիճանի հայցման համար

Գիտական ղեկավար՝
աշխ. գիտ. թեկնածու՝ Լ.Վ. Սահակյան

Երևան - 2017

ԲՈՎԱՆԴԱԿՈՒԹՅՈՒՆ

ՆԵՐԱԾՈՒԹՅՈՒՆ	4
ԳԼՈՒԽ 1. Քաղաքը որպես Էկոհամակարգ. Քաղաքների Էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտության նկարագրը (գրականության ակնարկ)	9
1.1. Քաղաքը որպես յուրահատուկ Էկոհամարգ	9
1.2. Ծանր մետաղները որպես քաղաք-Էկոհամակարգի աղտոտիչներ, դրանց Էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտության նկարագրը	14
1.3. ՀՀ քաղաքները և դրանց ծանր մետաղներով աղտոտման խնդիրները	23
ԳԼՈՒԽ 2. Հետազոտության օբյեկտը, նյութերը եվ մեթոդները	27
2.1. Հետազոտության օբյեկտը	27
2.2 Հետազոտության նյութերը եվ մեթոդներ	28
ԳԼՈՒԽ 3. ԾԱՌԵՐԻ ՏԵՐԵՎՆԵՐԸ ՈՐՊԵՍ ՔԱՂԱՔԱՅԻՆ ՏԱՐԱԾՔՆԵՐՈՒՄ ՕԴԱՅԻՆ ԱՎԱԶԱՆԻ ՓՈԾՈՒ ԵՎ ԾԱՆՐ ՄԵՏԱՂՆԵՐԻ ՖԻՏՈՍՈՆԻԹՈՐՆԵՐ (ԳՅՈՒՄՐԻ ՔԱՂԱՔԻ ՕՐԻՆԱԿՈՎ).....	40
3.1. Գյուղի քաղաքի մթնոլորտային օդի աղտոտման խնդիրները	40
3.2. Գյուղի քաղաքի օդային ալազանի փոշու և ծանր մետաղներով աղտոտման գնահատման արդյունքներ և դրանց վիճակագրական վերլուծության	44
3.3. Փոշու պարունակության և փոշու ծանրաբեռնվածության մակարդակները	47
3.4. Ծանր մետաղների պարունակության նկարագրը ծառերի տերևների փոշում	53
3.5. Տերևների փոշում ծանր մետաղների առողջական ռիսկի գնահատում .	61
ԳԼՈՒԽ 4. ԳՅՈՒՄՐԻ ՔԱՂԱՔԻ ՀՈՂԵՐՈՒՄ ԾԱՆՐ ՄԵՏԱՂՆԵՐԻ ԵՎՈԼՈԳԱԵՐԿՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ԵՎ ՍԱՆԻՏԱՐԱՀԻԳԻԵՆԻԿ ԱՌԱՋՆԱՀԱՏՎՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԸ ԵՎ ՌԻՍԿԵՐԸ	70
4.1. Գյուղի քաղաքի հողերում ծանր մետաղների պարունակության նկարագրի երկրաքիմիական գնահատում	70
Կադմիում (Cd)	76
Կապար (Pb)	78
Ցինկ (Zn)	80
4.2. Գյուղի քաղաքի հողերի բազմատարր աղտոտման երկրաքիմիական գնահատում	84

4.3. Գյ ու մրի քաղաքի հողերում ծանր մետաղների պարունակությունների սանիտարահիգիենիկ գնահատում 89	89
Կապար (Pb) 93	93
Ցինկ (Zn) 94	94
4.4. Գյ ու մրի քաղաքի հողերում ծանր մետաղներով բազմատարր աղտոտման սանիտարահիգիենիկ գնահատում 96	96
4.5. Պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկ 100	100
4.6. Գյ ու մրի քաղաքի տարածքի տերևների փոշու և հողերի ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակների համեմատություն 102	102
4.7 Գյ ու մրի քաղաքի հողերում ծանր մետաղներից առողջական ռիսկի գնահատում 110	110
ԵԶՐԱԿԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐ 112	112
ԳՐԱԿԱՆՈՒԹՅԱՆ ՑԱՆԿ 115	115
ՀԱՎԵԼՎԱԾ 133	133

ՆԵՐԱՆՈՒԹՅՈՒՆ

Թեմայի արդիականություն. քաղաքը մարդու բնական թյան յուրահատուկ տեխնոգեն էկոհամակարգ է, որի էկոլոգիական վիճակը հանդիսանում է կարևոր գործոն՝ անմիջական ազդեցություն ունենալով մարդու կյանքի որակի և առողջության վրա: Մեր օրերում արագ աճող ուրբանիզացիոն գործընթացները, դրանով պայմանավորված արդյունաբերության, ավտոտրանսպորտի աճը, ինչպես նաև քաղաքների սահմաններում ընթացող ինտենսիվ շինարարությունը, աղբավայրերի տարածքների ընդլայնումը հանգեցնում են տարատեսակ աղտոտիչներով քաղաքային տարածքների աղտոտմանը: 20-րդ դարից սկսած քաղաքային կայուն աղտոտիչներից հատկապես առանձնացվում են ծանր մետաղները, որոնք հանդիսանում են խիստ վտանգավոր, տոքսիկ տարրեր մարդու առողջության և շրջակա միջավայրի համար: Նման պայմաններում էլ ավելի է կարևորվում քաղաք-էկոհամակարգի էկոլոգաներկրաբիմիական առանձնահատկությունների համալիր գնահատումը, որի հիմնական արդյունքներն են միջավայրի տարբեր բաղադրիչների աղտոտման բացահայտումը և մակարդակների գնահատումը, տեղական աղտոտման աղբյուրների բացահայտումը, էկոլոգիապես դիսկոմֆորտ գոտաների ուրվագծումը, էկոլոգիական և առողջական ռիսկի գնահատումը:

Նման հետազոտությունների տեսանկյունից հատկապես ուշադրության են արժանի այն քաղաքները, որոնք բացի մարդածին ազդեցությունից ենթարկվել են նաև բնական աղետների ազդեցությանը: Այդպիսի քաղաքներից է Գյումրին, որը տեղակայված է սեյսմիկ ակտիվ գոտում: 1988թ.-ի դեկտեմբերի 7-ին տեղի ունեցած աղետալի եկրաշարժի արդյունքում գրեթե ամբողջովին ավերվել է քաղաքը: Երկրաշարժից հետո վերականգնման և վերակառուցման աշխատանքները դեռևս չեն ավարտվել, և նույնիսկ այսօր քաղաքի տարածքում առկա են երկրաշարժի հետևանքները՝ ամբողջովին և մասնակի ավերված շինություններ, բազմաթիվ բաց աղբավայրեր: Քաղաքի տարածքում առկա են գրունտային ճանապարհներ, գործող տուֆի, կավի և ավազի բացահանքեր, կրճատվել են քաղաքի կանաչ տարածքները: Մարդածին և բնական գոր-

ծոններին նման բարդ համադրությունը քաղաքի տարածքում ստեղծել է յուրահատուկ էկոլոգաերկրաբանական իրավիճակ:

Գյուղերի քաղաքի տարածքում ո՛չ երկրաչարժից առաջ, ո՛չ հետո համալիր էկոլոգաերկրաբանական հետազոտություններ չեն իրականացվել, գնահատված չէ շրջակա միջավայրի տարբեր քաղաքիչների աղտոտման մակարդակները և դրա հետ կապված առողջական ռիսկերը: Նման հետազոտությունների արդյունքները կարող են հիմք հանդիսանալ քաղաքի զարգացման ռազմավարության մշակման, տարածքային պլանավորման և կառավարման, արդյունավետ մոնիթորինգային դիտակայանների տեղադրման պլանի և բնապահպանական միջոցառումների մշակման համար:

Այստեղից բխում է հանրապետության երկրորդ քաղաք Գյուղերում իրականացված հետազոտությունների արդիականությունը:

Աշխատանքի նպատակը և խնդիրները. նպատակն է Գյուղերի քաղաքի տարածքի էկոլոգաերկրաբանական առանձնահատկությունների բացահայտմամբ՝ օդային ավազանի և հողածածկի ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակների գնահատումը, տարածքի էկոլոգաերկրաբանական և սանիտարահիգիենիկ քարտեզագրումը, աղտոտման էկոլոգիական և առողջական ռիսկի գնահատումը:

Նպատակին հասնելու համար առաջադրվել և լուծվել են հետևյալ **խնդիրները.**

✓ Գյուղերի քաղաքի օդային ավազանում փոշու պարունակությունների և փոշու մակարդակների գնահատում և քարտեզագրում:

✓ Փոշու ծանրաբեռնվածության և փոշու պարունակվող ծանր մետաղների էկոլոգաերկրաբանական և սանիտարահիգիենիկ գնահատում՝ սարքավորումների և ֆիտոմոնիթորների (այլընտրանքային մեթոդ) կիրառմամբ:

✓ Գյուղերի քաղաքի տարածքի հողերում ծանր մետաղների պարունակությունների տարածաբաշխման առանձնահատկությունների բացահայտում, աղտոտման էկոլոգաերկրաբանական և սանիտարահիգիենիկ գնահատում:

✓ Քաղաքի տարածքի շրջանացում՝ ըստ աղտոտման, էկոլոգիական, առողջական ռիսկի տարբեր մակարդակների և բնակչության շրջանում ռիսկի խմբերի առանձնացում:

Պաշտպանվող հիմնական դրույթները.

1. Սարքավորումային և այլ ընտրանքային (\$իտոմոնիթորներ) հետազոտման մեթոդների համադրությունը թույլ տվեց համալիր գնահատել Գյումրի քաղաքի մթնոլորտային օդի փոշոժ աղտոտման մակարդակները, բաշխման առանձնահատկությունները՝ բացահայտելով որ փոշին հանդիսանում է Գյումրի քաղաքի մթնոլորտային օդի ակտուալ աղտոտիչ:

2. Գյումրի քաղաքի փոշու ծանր մետաղների էկոլոգաերկրաքիմիական, սանիտարահիգիենիկ և առողջական ռիսկի գնահատումը ցույց տվեց, որ երկրաքիմիական տեսանկյունից խնդրահարույց են Cr, Pb-ը, սանիտարահիգիենիկ տեսանկյունից՝ Pb-ը, իսկ առողջական ռիսկի տեսանկյունից՝ Cr-ը:

3. Գյումրի քաղաքի հողերի ծանր մետաղներով աղտոտման էկոլոգաերկրաքիմիական, սանիտարահիգիենիկ, էկոլոգիական և առողջական ռիսկի գնահատումը ցույց տվեց, որ երկրաքիմիական տեսանկյունից խնդրահարույց են Cd, Pb, Zn-ը, սանիտարահիգիենիկ տեսանկյունից՝ Pb-ը, պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկի տեսանկյունից՝ Cd, Pb-ը, իսկ առողջական ռիսկի տեսանկյունից՝ Cu և Pb-ը (ոչ քաղցկեղածին ռիսկ):

4. Գյումրի քաղաքի տարածքում ըստ տերևների փոշում և հողերում ծանր մետաղների գումարային աղտոտման ցուցանիշների (ԱԳԳ, ԿՅՑ) քաղաքի տարածքը բնութագրվում է աղտոտման ցածր և թույլ աստիճանի մակարդակներով, սակայն առանձին լոկալ կետային դրսևորումներով քաղաքի տարածքում առկա են ինտենսիվ բազմատարր կարգաչեղումներ՝ ՍԹԿ գերազանցումներով:

Աշխատանքի գիտական նորույթը.

1. Առաջին անգամ Գյումրի քաղաքի տարածքում իրականացվել է հողերի, մթնոլորտային օդի էկոլոգաերկրաքիմիական և սանիտարահիգիենիկ գնահատում և քարտեզագրում:

2. Առաջին անգամ Գյուլմրի քաղաքի տարածքի մթնոլորտային օդի աղտոտման հետազոտության համար ծառերի տերևները կիրառվել են որպես ֆիտոմոնիթորներ:

3. Առաջին անգամ իրականացվել է Գյուլմրի քաղաքի տարածքի հողերի ծանր մետաղներով աղտոտման արտեսցիալ էկոլոգիական ռիսկի գնահատում:

4. Առաջին անգամ իրականացվել է Գյուլմրի քաղաքի մթնոլորտային փոշու և հողում ծանր մետաղներից առողջական ռիսկի գնահատում՝ երեխաների և մեծահասակների համար:

Աշխատանքի գործնական նշանակությունը. հետազոտությունների արդյունքները կարող են հիմք հանդիսանալ .

- իրականացնելու միջառարկայական ուսումնասիրություններ՝ բժշկաէկոլոգիական, կենսաֆիզիկացիոն, գենետիկ և այլն՝ ուղղված շրջակա միջավայրի վիճակի և ազդաբնակչության առողջության կապերի բացահայտմանը,
- մշակելու մոնիթորինգային դիտակետերի ներկայացուցչական, արդյունավետ և ինֆորմատիվ ցանց,
- ստեղծելու ֆունկցիոնալ կանաչ ապաստան գիտականորեն հիմնավորված նախագիծ,
- մշակելու շրջակա միջավայրում ծանր մետաղների պարունակությունների նվազմանն ուղղված միջոցառումներ:
- Արդյունքները հիմք կհանդիսանան նաև քաղաքի տարածքային պլանավորման և կառավարման համար:

Աշխատանքի փաստացի նյութը. Աշխատանքն իրականացվել է ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոսֆերային հետազոտությունների կենտրոնում: Ատենախոսության մեջ ներառված են 2013 թ.-ին իրականացված «Գյուլմրի քաղաքի էկոլոգաերկրաբանական առանձնահատկությունների բացահայտումը» թեմատիկ նախագծի (13-1E220) տվյալները: Հեղինակը մասնակցել է հողի, ջրի, մթնոլորտի և տերևների նմուշառման պլանավորման, դաշտային հետազոտությունների, նմուշների նախնական մշակման և տարրալուծման նախապատրաստման, էկոլոգաերկրաբանական տվյալների հենքի ստեղծման, տվյալների վերլուծության և ընդհանրացման և մասնագիտացված քարտեզների կազմման աշխատանքներին:

Փորձահավանությունը.

Հետազոտության

արդյունքները

ներկայացվել են.

- Միջազգային գիտաժողով «Մթնոլորտային փոշի» (Իտալիա, Կաստել Լանետա Մարիա, 2014 թ.)՝ ստենդային գեկույց,
- Միջազգային գիտական և տեխնիկական 4-րդ գիտաժողով «Ձրերի կառավարման, շրջակա միջավայրի պահպանության, ճարտարապետության և շինարարության ժամանակակից խնդիրները» (Վրաստան, Թբիլիսի 2015)՝ բանավոր գեկույց:
- Միջազգային գիտական գիտաժողով «Շրջակա միջավայրի անվտանգության խնդիրներ» (Հայաստան, Երևան 2016 թ.)՝ ստենդային գեկույց:

Հրատարակված աշխատանքները. Հեղինակի 11 հրատարակումներից 9-ը ներառում են ատենախոսության նյութերը:

Աշխատանքի կառուցվածքը և ծավալը. Ատենախոսությունը կազմված է ներածությունից, 4 գլուխներից, եզրակացություններից, գրականության ցանկից (192) և հավելվածից: Ատենախոսությունը շարադրված է 122 էջի սահմաններում, ընդգրկելով 23 աղյուսակ, 36 նկար, որից 22-ը մասնագիտական քարտեզներ: Հավելվածը կազմում է 9 էջ, ներառում է 9 աղյուսակ:

Շնորհակալություններ. Հեղինակն իր շնորհակալությունն է հայտնում գիտական ղեկավար՝ Լ.Վ. Սահակյանին, ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոսֆերային հետազոտությունների կենտրոնի տնօրեն՝ Ա.Կ. Սաղաթելյանին, Շրջակա միջավայրի երկրաբիմիայի բաժնի, ինչ-պես նաև Էկոկենտրոնի բոլոր աշխատակիցներին՝ աշխատանքի ողջ ընթացքում ցուցաբերած բազմակողմանի օգնության, արժեքավոր խորհրդատվության և հետևողական ուղղորդության համար:

**ԳԼՈՒԽ 1. ՔԱՂԱՔԸ ՈՐՊԵՍ Է ԿՈՅԱՄԱԿԱՐԳ. ՔԱՂԱՔՆԵՐԻ
Է ԿՈԼՈԳԱԵՐԿՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՀԵՏԱՀՈՏՈՒ ԹՅՈՒՆՆԵՐԸ (ԳՐԱԿԱՆՈՒ ԹՅԱՆ
ԱԿՆԱՐԿ)**

1.1. Քաղաքը որպես յուրահատուկ էկոհամայր

Քաղաքներն ի հայտ են եկել դեռևս հազարավոր տարիներ առաջ՝ պատասխանելով ժամանակի հասարակական պահանջներին և բավարարելով նրանց կենսաբանական, էթնիկ, աշխատանքային, նյութական և հոգևոր պահանջներն, ապահովելով անվտանգություն և առողջություն, մատակարարելով ռեսուրսներ [43, 63, 120]:

Քաղաքը դիտելով որպես մարդու բնակության յուրահատուկ էկոհամակարգ, տարածք և զբաղվածության կենտրոն, տարբեր հեղինակների կողմից փորձ է արվել տալ քաղաքի սահմանում տարբեր շեշտադրումներով [43, 63, 96]: Քաղաքը սահմանվել է որպես որոշակի ֆիզիկաաշխարհագրական շրջանին բնորոշ կլիմայական և լանդշաֆտային առանձնահատկություններով, աշխարհագրական և երկրաձևաբանական պայմաններով տարածք, որը մարդու համար հանդիսանում է բնակության վայր՝ յուրօրինակ էկոհամակարգ, և որտեղ մարդը ծավալում է իր տնտեսական և արտադրական գործունեությունը [43]: Ըստ մեկ այլ սահմանման քաղաքը հետերոգեն (տարասեռ) բարդ համակարգ է, որը ստեղծվել է մարդու կողմից որպես անհրաժեշտություն՝ պաշտպանվելու, համագործակցության, առևտրի և այլ պահանջների բավարարման համար, և այն աճում, փոփոխվում, բայց միևնույն ժամանակ դեգրադացվում է, ու նրա կառուցապատումը երբեք չի դադարում [96]: Մյուս կողմից քաղաքը խոշոր բնակեցված կենտրոն է, որի բնակիչների հիմնական զբաղվածության ոլորտներն են՝ արդյունա-

բերութիւնը, ծառայութիւնները, կառավարումը, գիտութիւնը և մշակութիւնը [63]:

Այսպիսով, քաղաքները բնատարածքներ են, յուրօրինակ Եկոհամակարգեր, որտեղ մարդը, ծավալելով որոշակի գործունեութեան ձևեր, ստեղծել և շարունակում է զարգացնել այնպիսի պայմաններ, որոնք կբարձրացնեն կյանքի որակը և հարմարալեւտութեան մակարդակը: Եկոլոգիական տեսանկյունից, քաղաքային տարածքները պետք է դիտարկվեն որպես մարդու կողմից ստեղծված քաղաքային Եկոհամակարգեր: Վերջիններս բնական Եկոհամակարգերի հետունեն ինչպես նմանութիւններ, այնպես էլ տարբերութիւններ, որոնց շնորհիվ էլ քաղաքային Եկոհամակարգերը դառնում են առանձնահատուկ [39]: Օրինակ, ինչպես բնական Եկոհամակարգերում, այստեղ ևս առկա է տեսակային կազմ, կենսաբազմազանութիւն, հողերը հանդիսանում են ազոտի և ածխածնի հիմնական ավազանը [103, 146]: Քաղաքային Եկոհամակարգերում առկա են նաև այսպես կոչված «բնական» բաղադրիչներ՝ կանաչ տարածքներ, այգիներ, արգելոցներ, լճեր և գետեր, սակայն որոնք հաճախ ձևափոխվում և ինտենսիվորեն կառավարվում են՝ ձեռք բերելով եզակի բնութագրեր: Ի տարբերութիւն բնական Եկոհամակարգերի, քաղաքային Եկոհամակարգերը հետերոտրոֆ են, ներքին արտադրանք ստանալու և շրջանառելու համար օգտագործում են մեծ ինտենսիվութեամբ էներգիա և նյութեր: Այստեղ արտադրվում է մեծ քանակութեամբ մարդու կենսագործունեութեան արգասիքներ, որոնք ըստ իրենց քիմիական կազմի օտար են կենսոլորտի համար, և հաճախ բացակայում են դրանք վերամշակելու ասիմիլացիոն մեխանիզմները: Եվ վերջապես քաղաքային Եկոհամակարգերը վերահսկվում են ոչ միայն կենսաֆիզիկական գործոններով, այլ նաև սոցիալական և քաղաքական ուժերով, որոնց դերն Եականորեն ավելի մեծ է: Այսինքն, գոյութիւն ունի մեկ տեսակ՝ մարդը, որ կառավարում է քաղաքային Եկոհամակարգերում ընթացող գործընթացները [87, 103]: Մարդը ստեղծում կամ փոփոխում է Եկոհամակարգերի հետերոգենութիւնը պաշարների արդյունահանմամբ, նոր օրգանիզմների ստեղծմամբ, լանդշաֆտների փոփոխմամբ, բնական ագենտների բաշխվածութեան փոփոխմամբ կամ

կառավարմամբ, և ենթակառուցվածքների զանգվածային ստեղծմամբ [146]:

Այսպիսով, առանձնահատուկ է քաղաքային էկոհամակարգերի կառուցվածքը, որտեղ առկա են բոլոր ոչ քաղաքային էկոհամակարգերի կառուցվածքային բաղադրիչները, սակայն կան որոշակի ավելացումներ, որոնցից ամենաակնհայտը կառուցապատված շրջակամիջավայրն է, որը ներառում է՝ տներ, շինություններ, ճանապարհներ, ենթակառուցվածքային ծառայություններ: Այս կառուցվածքային տարրերն ունեն հատկություններ, որոնք մեծապես ազդում են էկոհամակարգում նյութի կուտակման, պահպանման և շրջանառության վրա: Բնական և մարդու կողմից ստեղծված էկոհամակարգերի նմանատիպ համադրությունը որոշ հեղինակների կողմից անվանվել է նաև որպես «երկրորդ բնություն» [103]:

Ժամանակակից քաղաքների տարածքներն իրենցից ներկայացնում են բավականին հետաքրքիր և կարևոր հետազոտման առարկա: Քաղաքի հաջող ադմինիստրատիվ բաժանումը թույլ է տալիս հաջողությամբ լուծել կառավարման հետ կապված խնդիրները: Քաղաքի և նրա շրջակամիջավայրի փոխհարաբերությունները պետք է հիմնվեն շահերի հավասարակշռության պահպանման վրա: Քաղաքը չի կարելի դիտարկել միայն որպես ինքնազարգացման ռեզերվ: Այն տարածք է որի կայունությունամբ ինքը մարդը պետք է հետաքրքրված լինի [41]:

Այսօր քաղաքները կարևոր դեր ունեն հասարակության զարգացման և աղքատության կրճատման մեջ, քանի որ այնտեղ են կենտրոնացած ազգային տնտեսության, կառավարության, առևտրի և տրանսպորտի գերակշռող մասը: Քաղաքային կյանքը հաճախ է ասոցացվում որակյալ կրթության, առողջության ավելի բարձր մակարդակի, սոցիալական ծառայությունների առավել հասանելիության, մշակութային և քաղաքական կյանքում ընդգրկվելու մեծ հնարավորությունների հետ [186]:

Այս բոլոր հանգամանքները պատճառ են հանդիսացել ուրբանիզացիա երևույթի առաջացմանը: Այն իրենից ներկայացնում է որոշակի ֆիզիկական ու սոցիալական գործընթաց, որի արդյունքում երկրի բնակչությունը գյուղական բնակավայրերից տեղա-

փոխվում են ապրելու դեպի քաղաքային բնակավայրեր: Սկզբնական շրջանում այս երևույթը բնորոշ է եղել զարգացած արդյունաբերություն և սպասարկման ցանց ունեցող երկրներին [165]: Ուշագրավ է, որ 1950թ.-ին աշխարհի բնակչության 30%-ն էր միայն ապրում քաղաքներում: Այնուհետև ուրբանիզացիայի տեմպերը սկսեցին արագորեն աճել՝ կապված արդյունաբերության ու տնտեսության զարգացման հետ: Այսօր արդեն քաղաքներում է ապրում բնակչության 54%-ը: Ըստ կանխատեսումների այս թիվը 2050թ.-ին կհասնի մոտ 66%-ի [120, 186]:

Միաժամանակ քաղաքները լինելով մարդու բնակության միջավայր, ենթարկվել և շարունակում են ենթարկվել մարդածին վերափոխման, որի արդյունքում տեղի է ունենում քաղաքային տարածքների աղտոտում, ինչն իր հերթին կարող է հանգեցնել քաղաքների էկոլոգիական վիճակի վատթարացմանը և առողջական ռիսկերի առաջացմանը [119, 166, 186]: Մարդածին գործունեության և քաղաքների զարգացման հետ մեկտեղ փոփոխվում են նաև քաղաքների շրջակա միջավայրի աղտոտման առանձնահատկությունները և աղտոտիչ նյութերի շարքը [134]:

Քաղաքների զարգացման սկզբնական փուլում քաղաքացիները հիմնականում օգտագործում էին ջրի և սննդի տեղային աղբյուրները, ջրի և քամու էներգիան, պահում էին ձիեր և այլ ընտանի կենդանիներ, արտադրության մեջ գերակշռում էր ձեռքի աշխատանքը: Շրջակա միջավայր արտանետվող թափոնները հիմնականում ընտանի կենդանիների կենսագործունեության արգասիքներ էին, որոնցով էլ տեղի էր ունենում ջրային ռեսուրսների աղտոտումը, որի արդյունքում ժամանակ առ ժամանակ ինֆեկցիոն հիվանդությունների բռնկումները հանդիսանում էին այդ ժամանակահատվածում քաղաքների հիմնական էկոլոգիական խնդիրները [71]:

Քաղաքների զարգացման հաջորդ փուլը համընկնում է ցամաքային և ջրային տրանսպորտի, ճանապարհների զարգացման, արտադրության մեջ և տրանսպորտի համար ջերմոցային էներգիայի օգտագործման հնարավորության ի հայտ գալու հետ: Բայց այս ժամանակահատվածում արդյունաբերության ազդեցությունը

շրջակա միջավայրի վրա, դեռևս չէր գերազանցում բնության ինքնամաքման սահմանը [71]:

Իսկ արդեն 19-րդ դարից սկսած արդյունաբերական հեղափոխությունը մեծացրեց ազդեցությունը շրջակա միջավայրի վրա, քաղաքներում առաջացրեց փոփոխություններ: Այս սցենարն իր մեջ ներառում էր քաղաքների արագ աճը, արդյունաբերության զարգացումը, և բնակչության խտության մեծացումը [41, 63, 71]: 19-րդ դարի արդյունաբերական հեղափոխության արդյունքում աճեցին վերջինիս հետևանքով առաջացող արտանետումների մակարդակները [119], քանի որ զարգացող արդյունաբերությունը պահանջում էր նոր մետաղների կորզում և հումքային նյութի ծավալների ավելացում, որն էլ արդեն հանգեցրեց շրջակա միջավայրի գերադատումանը [96, 134]: Քաղաքների զարգացման այս փուլում քաղաքների էկոլոգիական վիճակի վատթարացման մեջ մեծ դեր ունեն նաև էներգետիկայի արտադրության և սպառման ծավալների մեծացումը, ավտոտրանսպորտը և ինտենսիվ շինարարությունը: Այս գործոնները հանգեցրել են քաղաքային տարածքների խճանկարային աղտոտման, և փոփոխել մարդու ապրելու միջավայրը՝ վատթարացնելով և դարձնելով այն սակավ հարմարավետ և վտանգավոր: Այդ վիճակի մասին են փաստում բժշկադեմոգրաֆիական ցուցանիշները՝ հիվանդացությունների բարձր մակարդակը, գենետիկ հիվանդությունների աճը և նոր հիվանդությունների առաջացումը, մարդու կյանքի տևողության կրճատումը [71]: Մարդու գործունեության վերը թվարկված ոլորտներից քաղաքային էկոհամակարգի տարբեր միջավայրեր արտանետված հիմնական աղտոտիչներն են՝ արդյունաբերական փոշին, նրանում պարունակվող տարբեր քիմիական տոքսիկ տարրերը, արսենի, ածխածնի, ազոտի և ցինկի օքսիդներ պարունակող տեխնոլոգիական գազերը, բենզապիրեն և ծծմբաջրածին պարունակող գոլորշիները, ֆենոլ, ցիանիդ, յուղեր, ամիակ, սուլֆատներ ու քլորդիներ պարունակող հոսքաջրերը, օրգանական միացությունները, պոլիցիկլիկ հիդրոկարբոնատները, աղտածին միկրոօրգանիզմները [63, 120]: Քաղաքային տարածքների աղտոտիչների այս շարքում 20-րդ դարից սկսած առաջնային դեր ստանձնեցին ծանր մետաղները, որոնք համարվում են խիստ

վտանգավոր, տոքսիկ տարրեր մարդու առողջության և շրջակա միջավայրի համար [86, 92, 119, 139, 181, 185]:

1.2. Ծանր մետաղները որպես քաղաք-էկոհամակարգի աղտոտիչներ, դրանց էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտության ներքին

Հաշվի առնելով քաղաքային էկոհամակարգերի առանձնահատկությունները և քաղաքներում առկա աղտոտման խնդիրները՝ հարկ է առաջանում նաև հասկանալ աղտոտիչների վարքը և աղտոտման առանձնահատկությունները [86, 89, 92, 119, 139, 181, 185]: Ծանր մետաղները հայտնվելով բնության մեջ չեն ենթարկվում կենսաքայքայման և կուտակվում են այնտեղ [85, 94, 109, 128, 179, 181, 189]:

Քաղաքային միջավայր ծանր մետաղները կարող են հայտնվել տարբեր՝ բնական և մարդածին աղբյուրներից: Օրինակ հողերում ծանր մետաղների բնական պարունակություններն ի հայտ են գալիս հողագոյացման գործընթացում մայր ապարներից, որի վերին հորիզոնում առկա մետաղները շրջանառվում են վեգետացիայի, մթնոլորտային նստեցման և հողում առկա օրգանական տարրերի ադսորբցիայի միջոցով [72, 124]: Նախքան ծանր մետաղների տոքսիկ ազդեցություններին անցնելը, պետք է նշել որ ծանր մետաղները ինչպիսիք են Co, Cu, Cr, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, Se, Zn-ը, որոնց անվանում են նաև միկրոնուտրիտներ, ունեն կենսական նշանակություն և կարևոր են մարդու, բույսերի ու կենդանի օրգանիզմների միջարք կենսաքիմիական և ֆիզիոլոգիական ֆունկցիաների համար: Նրանք հանդիսանում են որոշ բնալի էնզիմների (սպիտակուցները, որոնք կենսաքիմիական ռեակցիաներում գործում են որպես կատալիզատորներ) բաղադրիչներ և կարևոր դեր ունեն տարբեր օքսիդաերականգնման ռեակցիաների մեջ [166, 183]: Օրինակ՝ կապարը հանդիսանում է կարևոր սննդարար տարր, որը ընդգրկված է այն մետալոէնզիմների խմբում, որոնք մասնակցում են հեմոգլոբինի ձևավորման, ածխաջրերի փոխանակության, կաթեխոլամինի կենսասինթեզի մեջ և փոխկապակցված են կոլագենի, էլաստինի և մազերի սպիտակուցների հետ [166]: Իսկ բույսերի դեպքում ծանր մետաղները կարևոր են կենսասինթեզի, աճի, բլորոֆիլային և երկրորդական նյութափոխանակության, ածխաջրերի և լիպիդների

ինչպես նաև սթրեսների հանդեպ կայունություն դրսևորելու համար: Այս տարրերի մատակարարումը բույսերին կարևոր է նաև մեմբրանների ամբողջականության համար: Կա նաև դեռևս ոչ լավ ուսումնասիրված մի փաստ, ըստ որի որոշ ոչ կենսական նշանակություն ունեցող ծանր մետաղներ խթանիչ ազդեցություն են ունենում շատ ցածր պարունակությունների դեպքում: Միևնույն ժամանակ հարկ է նշել, որ որոշ ծանր մետաղների համար, ներառյալ կապարի և քրոմի, տոքսիկ ազդեցության և օգտակարության սահմանները շատ մոտ են: Այդ իսկ պատճառով իրականացվել են մի շարք հետազոտություններ ուղված վերջիններիս բացահայտմանը [145]:

Ծանր մետաղները համարվում են տոքսիկ, երբ վերջիններիս պարունակությունները գերազանցում են որոշակի սահմաններ: Ծանր մետաղների բարձր պարունակությունները, որը հիմնականում կապվում է քաղաքի կամ հարակից հատվածներում մարդածին գործունեության հետ՝ տրանսպորտային արտանետումներ, շենքերի և շինությունների բաղադրիչ մասերի կոռոզիա, գործարաններ, արդյունաբերական ու վերամշակման կենտրոններ, լոկալ կենցաղային աղբ [68, 72, 112, 119], բացասական ազդեցություն են ունենում մարդու բջիջների և հյուսվածքների, ինչպես նաև բույսերի նորմալ կենսագործունեության վրա, առաջացնելով մի շարք բացասական հետևանքներ և հիվանդություններ: Մասնավորապես բույսերի մոտ ծանր մետաղների տոքսիկ պարունակություններից նկատվում է աճի դանդաղեցում, թերաճ, տերևներում քլորոֆիլի պակաս, վաղ տերևաթափ, արմատների ներծծման հատկության թուլացում և մագարմատների թույլ զարգացում, տերևների փոքրացում, տերևների եզրերում կարմրաշագանակագույն գունավորում, տերևների քլորոզ և կարմրություն ներկրոզի ուղեկցությամբ, արմատների գորշացում, տերևների վրա ներկրոտիկ շագանակագույն կետերի առաջացում, տերևների բծավորություն [145]: Իսկ մարդու դեպքում բացասական են ազդում բջջի բաղադրիչների վրա, ինչպես օրինակ՝ ԴՆԹ-ի և միջուկային սպիտակուցների: Վնասելով ԴՆԹ-ն և առաջացնելով փոփոխություններ մակրոմոլեկուլային մակարդակում, հան-

գեցնում են բջջային ցիկլի մոդուլացիային, քաղժկեղի առաջացմանը: Թթվածնի ակտիվ ձևի արտադրությունը և թթվայնության բարձրացումը բանալի դեր են խաղում որոշ ծանր մետաղների՝ As, Cd, Cr, Pb, Hg, տոկսիկության և քաղժկեղածին հատկության վրա: Իրենց բարձր տոքսիկության պատճառով, այս հինգ ծանր մետաղները առաջնային տեղ են գրավում այն մետաղների մեջ, որոնք մեծ ազդեցություն են ունենում մարդու առողջության վրա: Այս մետաղների նույնիսկ փոքր պարունակությունները, միաժամանակ հայտնվելով մարդու օրգանիզմում առաջացնում են բազմապատիկ վնասներ [166]:

Քաղաքների անընդհատ փոփոխվելու և հետերոգենության պայմաններում էլ ավելի է կարևորվում ծանր մետաղների բաշխվածության ուսումնասիրումը միջավայրի տարբեր բաղադրիչներում՝ հողում [72, 73, 85, 109, 128, 166, 179, 181, 189], մթնոլորտում, ճանապարհամերձ փոշում, տներում առկա փոշում [69, 97, 121, 138, 142, 144, 182, 185] և ջրերում [28, 118, 135, 136]: Եվ հենց նման հետազոտությունների պահանջը հիմք հանդիսացավ քաղաքների երկրաբանության, որպես առանձին գիտական դիսցիպլինայի առաջացման համար: Ավելին, հաշվի առնելով քաղաքի համակարգայնությունը, առանձնակի կարևորություն են ստանում քաղաքային էկոհամակարգերի համալիր էկոլոգաերկրաբանական հետազոտությունները և տարբեր բաղադրիչների քիմիական կազմի և աղտոտման մակարդակների համալիր գնահատումները [74, 88, 93, 110, 122]:

Ներկայիս էկոլոգիական և մարդու առողջությանը վերաբերող խնդիրների աճին զուգահեռ, հողերում, մթնոլորտում, բույսերում, հատակային նստվածքներում, ջրում, ինչպես նաև սննդում ծանր մետաղների առկայության երկրաբանական գնահատումը պահանջում է կարգավորող ուղեցույցեր: Այդ կարգավորվող ծանր մետաղներն են՝ As, Ba, Cd, Co, Cr, Hg, Pb, Mo, Ni, V և Zn-ը, քանի որ գնալով ընդլայնվում են ծանր մետաղների տոքսիկ ազդեցությունների մասին գիտելիքները, և մեծանում են դրանց կոմերցիոն ու արդյունաբերական նշանակությունը, մեծանում է նաև բերված շարքը՝ ներառելով նոր տարրեր, որոնք կարող են բացասական

ազդեցություն ունենալ է կոլոգիական վիճակի և մարդու առողջության վրա [92]:

Ծանր մետաղներից կապարը (Pb) հանդիսանում է շրջակա միջավայրի ամենահետազոտված աղտոտիչը: Քաղաքներում վերջինիս գերբարձր պարունակությունները և դրա հետ կապված առողջական խնդիրներն ակնհայտ դարձան 1960-ականներին, երբ մատնանշվեց քաղաքների աղտոտումը մարդածին Pb-ով [154]: Արտադրության մեջ Pb-ի օգտագործումը այնքան զանգվածային էր դարձել, որ քաղաքներում արդյունահանված և արտադրված կապարի քանակը յուրաքանչյուր տարում 100 մլն տոննա գերազանցում էր ամբողջ աշխարհում մեկ տարվա ընթացքում բնական հոսքաջրերով հողերից լվացվող և օվկիանոս թափվող կապարի քանակությունները [80]: Այնուհետև Pb-ից բացի սկսեցին հետազոտվել նաև այլ տոքսիկ և արտենոցիալ տոքսիկ տարրեր, ինչպիսիք են Cd, Cu, Ni և Zn-ը, քանի որ դրանք Pb-ի հետ միասին, ունեն մեծ կոմերցիոն նշանակություն, և դեպի շրջակա միջավայր արտանետվում են նշանակալի քանակություներով [140, 141]: Պետք է նշել որ անցումը բազմատարր հետազոտությունների հասանելի դարձավ անալիտիկ սարքավորումների տեխնոլոգիական զարգացման և հասանելիության արդյունքում [80]:

Էկոլոգաերկրաբանական հետազոտությունները, բացի որոշակի տարրերի ֆոնային պարունակությունները, մարդկային գործունեության արդյունքում դրանց գերազանցումները և տարածական բաշխվածությունները բացահայտելուց [85, 156], իրենց առջև խնդիր ունեն իդենտիֆիկացնելու հիմնական աղտոտման աղբյուրները [86], գնահատելու տարրերի շրջակա միջավայրում տեղափոխվելու հնարավորությունները [128, 179], կենսակուտակման հատկությունը, մարդու առողջության հետ կապված ռիսկերը [75, 83, 137, 147, 163]:

Քննարկելով քաղաքային էկոհամակարգի կարևոր բաղադրիչների ծանր մետաղներով աղտոտման խնդիրները և դրանց էկոլոգաերկրաբանական հետազոտությունները, նախ անդրադառնանք **հողերին**: Յարկ է նշել, որ հողերը հանդիսանում են քաղաքների կանաչ ապատված տարածքների բույսերի համար աճի

միջավայր և սնուցող տարրերի աղբյուր, ինչպես նաև բնակավայր և էներգիայի աղբյուր հողային միկրոօրգանիզմների համար: Այդ իսկ պատճառով վերջիններս կարևոր նշանակություն ունեն քաղաքների կայուն զարգացման համար [95]: Սակայն քաղաքային հողերը ունեն որոշակի առանձնահատկություններ, ինչպես օրինակ անկանխատեսելի շերտավորումը, աղքատ կառուցվածքը և աղտոտիչների բարձր կոնցենտրացիաները [125]: Այս ամենն արդյունք է այն բանի, որ քաղաքային հողերը հազվադեպ են լինում բնական ծագման, և հիմնականում գոյանում են մարդու գործունեության արդյունքում, ինչը հանգեցնում է հողերում ծանր մետաղների պարունակությունների բարձրացումը [169, 170]:

Հողերը հանդիսանում են դեպոնենտմիջավայր ծանր մետաղների համար: Տարբեր աղբյուրներից արտանետումները շարունակաբար ավելացնում են ծանր մետաղների պարունակությունները քաղաքային հողերում, մնալով այնտեղ տասնամյակներ շարունակ, նույնիսկ աղտոտման աղբյուրների վերացումից հետո [128]: Քաղաքային հողերում առկա ծանր մետաղները նպաստում են ոչ միայն հողերի որակի, քաղաքային կանաչ տնկարկների աճի և հողի էկոլոգիական գործառնության վատթարացմանը, այլ նաև ազդում են ջրի և մթնոլորտի որակի վրա, քանի որ այս դեպքում հողերն իրենք են արդեն հանդիսանում աղտոտման աղբյուր, արդյունքում վատթարացնելով քաղաքի էկոլոգիական վիճակը: Եվ չնայած քաղաքային հողերը գրեթե չեն կիրառվում ֆերմերային տնտեսության նպատակով, հողերում ծանր մետաղների երկարաժամկետ առկայությունը կարող է զգալիորեն մեծացնել ծանր մետաղների ազդեցությունը հասարակության և հատկապես երեխաների վրա [162, 189]: Որպես աղտոտիչներ հասնում են մարդու օրգանիզմ «ձերք-բերան» վարքագծի, փոշու ինհալացիայի և մաշկային ուղիներով, արդյունքում՝ բնակչության մոտառաջացնելով առողջական ռիսկեր [119, 120, 130, 143]: Անհրաժեշտություն է առաջանում զարգացնել քաղաքային հողերում ծանր մետաղների վարքագծի մասին գիտելիքները: Հենց այսպիսի գիտելիքն էլ հնարավորություն կտա ճիշտ գնահատել ռիսկերը կապված մարդու առողջության և երկարաժամկետ էկոլոգիական ազդեցությունների հետ: Վերջինս իր հերթին թույլ

կտասահմանել քաղաքային հողերում ծանր մետաղների սահմանային արժեքները, և նույնականացնել առաջնայնություներն աղտոտված տարածքների ռեմեդիացիայի ժամանակ [189]:

Վերը թվարկված խնդիրները պատճառ հանդիսացան տարբեր քաղաքներում էկոլոգաերկրաբանական հետազոտությունների իրականացնելուն, որոնք նպատակաուղղված էին քաղաքային տարածքների հողերի ծանր մետաղներով աղտոտվածության բացահայտմանը [42, 44, 52, 56, 64, 92, 109, 120, 129, 167, 184]:

Քաղաքային էկոհամակարգի մյուս կարևոր կառուցվածքային բնական բաղադրիչը **ջրային** համակարգն է: Քաղաքի տարածքով անցնող գետերը և քաղաքում առկա ջրային մարմինները ենթարկվում են մարդածին ինտենսիվ ազդեցության: Վերջիններիս մեջ են թափվում տվյալ քաղաքի և քաղաքի տարածքում գտնվող արդյունաբերական հոսքաջրերը, աղբը, ինչպես նաև բնական հոսքով տեղի ունեցող քաղաքի լվացման ջրերը [133]: Քաղաքային գետերը ծանր մետաղների համար հանդիսանում են տրանզիտմիջավայր, իսկ մետաղների վարքը բնական ջրերում կախված է հատակային նստվածքի և ջրի քիմիական կազմից [135]: Քաղաքային տարածքների ծանր մետաղներով աղտոտման այլ անուղղակի հետևանքներն ընդգրկում է աղտոտիչների հետագամիգրացիան, որոնք քաղաքային հոսքաջրերի միջոցով հասնում են ջրային մարմիններին և կուտակվում հատակային նստվածքներում: Սակարող է բացասական ազդել ջրային էկոհամակարգի որակի վրա և ջրային օրգանիզմներում բարձրացնել ծանր մետաղների պարունակությունները բիոակումլացիայի և բիոմագնիֆիկացիայի արդյունքում, պատճառ հանդիսանալով սննդային շղթայի աղտոտմանը: Կարևոր հանգամանք է նաև այն, որ քաղաքային գետերը, իրենց վրա կրելով քաղաքի ազդեցությունը, նրա տարածքից դուրս նույնպես կարող են հանդիսանալ ռիսկի գործոն՝ ջրերն օգտագործելով ոռոգման և այլ տնտեսական նպատակներով [136]:

Երկրաբանական հետազոտությունների զգալի մասն էլ ուղղված է քաղաքային տարածքների մյուս կարևոր բաղադրիչին՝ **մթնոլորտին**: Աղտոտման աղբյուրներից ծանր մետաղներն

արտանետվում և այն տեղ մնում են փոքր մասնիկների և փոշու տեսքով [69]: Քաղաքներում փողոցի և մերձճանապարհային փոշին առաջանում է չոր և խոնավ մթնոլորտային նստվածքներից, ճանապարհի մակերեսի, ճանապարհների ներկերի քայքայումից, տրանսպորտային միջոցների մակերևույթից և տրանսպորտային միջոցների արտանետումներից [185]: Մթնոլորտային փոշին հայտնի է որպես տոբսիկ տարրերի հատկապես ծանր մետաղների կրիչ, հետևաբար հանդիսանում է մարդու օրգանիզմում ծանր մետաղների հայտնվելու հիմնական ուղիներից մեկը [90, 99]: Փոշում ծանր մետաղների կուտակումը և հետագա տեղափոխումը մեծապես կախված է մասնիկի չափից և մակերեսի հատկություններից: Քաղաքային պայմաններում դրանք հեշտությամբ կարող են տեղափոխվել և բաշխվել քամու, անձրևների և մակերևութային ջրերի միջոցով, իսկ մարդու օրգանիզմում հայտնվում են կլանման, ինհալացիոն և մաշկային ուղիներով: Փոշին անկախ ծագումից (բնական թե մարդածին) կարող է ունենալ բացասական ազդեցություն մարդու առողջության վրա [76, 126, 127, 159, 185, 191]: Հիմնական ազդեցությունների բնույթը և մակարդակը կախված է փոշու մասնիկների չափերից, արդյունավետ դոզայից, ազդեցության տևողությունից և կազմից [121]: Նրանցում առկա ծանր մետաղների սուր ազդեցությունը կարող է հանգեցնել անորոշ սիմպտոմների, ստամոքս-աղիքային խանգարումների, դերմատիտի: Կարող է նաև բացասական ազդել արյան կազմի վրա, վնասել կենտրոնական նյարդային համակարգը, թոքերը, երիկամները և այլ կարևոր օրգաններ: Իսկ երկարաժամկետ ազդեցության դեպքում փոշում առկա ծանր մետաղները հանգեցնում են ֆիզիկական, մկանային և նյարդային խախտումների, ինչպիսիք են օրինակ Ալցեյմերի, Պարկինսոնի հիվանդությունները, մկանային դիստրոֆիան և հիշողության կորուստը: Ազդեցության բարձր մակարդակները կարող են հանգեցնել թոքային հիվանդությունների, թոքի քաղցկեղի և վնասել շնչառական համակարգը [127]:

Վերը թվարկված 3 միջավայրերից բացի, մի շարք էկոլոգաերկրաբիմիական հետազոտություններ ուղված են կանաչ ենթակառուցվածքների ուսումնասիրություններին, քանի որ

բույսերը հանդիսանում են լավ ֆիտոմոնիթորներ հողերում և մթնոլորտում առկա ծանր մետաղների անոմալ պարունակությունների բացահայտման համար: Այսօր օրինակ քարաքոսերը, մամուռները և մի շարք այլ բույսեր հաճախ օգտագործվում են որպես ֆիտոմոնիթորներ շրջակա միջավայրի աղտոտման մակարդակների գնահատման համար, քանի որ մի շարք բույսերի վերգետնյա հատվածներ մթնոլորտից, ինչպես նաև հողերից կլանում են ծանր մետաղները: Ֆիտոմոնիթորային մեթոդների կիրառումը գնալով էլ ավելի մեծ տարածում է գտնում քանի որ, ի տարբերություն նմուշարկման սարքավորումային մեթոդների ավելի արագ է և ավելի մատչելի [70, 153]: Ֆիտոմոնիթորները ընտրելիս պետք է հաշվի առնել վերջիններիս տարածվածությունը հետազոտման տարածքում, որպեսզի հնարավոր լինի իրականացնել հետազոտման նմուշարկում և տվյալների համեմատություն: Նաև պետք է լինի երկարակյաց՝ տարբեր տարիներում իրականացված նմուշարկման տվյալների համեմատության համար, պետք է լինի հեշտ նմուշարկվող: Այս առումով քաղաքներում և արդյունաբերական տարածքներում բարձր ծառերը կարող են տալ ավելի հավաքական տեղեկատվություն քան ոչ կենսաբանական նմուշները: Մթնոլորտի մոնիթորինգի համար, բարձր ծառերի կիրառության գլխավոր առավելություններն են կենսաբանական նյութի առկայությունը, տեսակների հեշտ ինդենտիֆիկացումը, անվտանգ նմուշարկումը, որոշ տեսակների տարածվածությունը, ինչն էլ օգնում է հետազոտել ավելի մեծ տարածքներ, ինչպես նաև բարձր ծառերը ցուցաբերում են բարձր տոլերանտություն շրջակա միջավայրի փոփոխությունների նկատմամբ [153]: Ընդհանուր առմամբ բարձր ծառերը ծանր մետաղների կենսամոնիթորինգի համար օգտագործվել են 1970-ականներից սկսած: Ծառերի տերևներն իրենց մեծ չափսերի և սաղարթի մեծ մակերեսի հաշվին հանդիսանում են արդյունավետ ֆիլտրեր մթնոլորտային մասնիկների համար, այսինքն կախված նրանց մորֆոլոգիայից կարող են հանդես գալ որպես կենսաբանական ադսորբենտներ մթնոլորտային աղտոտիչների համար: Իրականում տարբեր ծառերի դեպքում տարբեր է նրանց փոշին կլանելու հատկությունը: Այս հանգամանքը պայմանավորված է նաև

տերևների մակերևույթի հատկանիշներից, ինչպիսիք են օրինակ՝
Էպիկուտիկուլարային մոմից, կուտիկուլայից, հերձանցքներից և
Էպիդերմիսի ելուստներից (մազեր, փշեր թելիկներ): Այդ իսկ
պատճառով ծառատեսակների ճիշտ ընտրություներ, համապատասխան
մորֆոլոգիական հատկանիշներով կարևոր է մթնոլորտային օդի
աղտոտման բացահայտման և դրադեմ պայքարի համար [79, 82, 153]:

Հարկ է նշել նաև, որ քաղաքային տարածքների
Էկոլոգաերկրաբիմիական հետազոտություններում կարևոր դեր
ունեն համակցված հետազոտությունները: Նման հետազո-
տություններ իրականացվում են հող-հատակային նստվածք [96, 98, 188],
հող - ջուր [77, 78, 100, 150, 192], հող-բույս [101, 104, 108, 111, 124, 131],
մթնոլորտ-ջուր-հող-բույս համակարգերի համար [84, 106]:

Քաղաքային միջավայրի Էկոլոգաերկրաբիմիական
հետազոտություններում կարեվոր նշանակություն ունի
քարտեզագրումը, որի համար առանձնակի կարևորություն այսօր
ունեն թվային և համակարգչային տեխնոլոգիաների կիրառումը:
Այն կարևոր գործիք է Էկոլոգաերկրաբիմիական
հետազոտությունների, և հատկապես համալիր հետազո-
տությունների համար: Այս տեխնոլոգիաները տվյալների
ինտերպրետացիայի և ներկայացման, ինչպես նաև
Էկոլոգաերկրաբիմիական մոդելավորման մեջ կարող են ներառել
աշխարհատեղեկատվական համակարգերը (ԱՏՀ) և գլոբալ տեղորոշման
համակարգը (ԳՏՀ): Արդեն իսկ կան մի շարք հետազոտություններ,
որոնք օգտագործել են ԱՏՀ, գրաֆիկական և թվայնացված ձևով ցույց
տալու համար ծանր մետաղների բաշխվածությունը, ինչպես նաև
աղտոտման աղբյուրների իդենտիֆիկացումը քաղաքային միջա-
վայրերում [109, 178]: Սա օգնում է նաև էքստրապոլացնել
առողջության վրա արտենցիալ ազդեցությունների մասշտաբները,
վերջիններս համեմատելով ժողովրդագրական տեղեկատվության և
առողջապահության տվյալների հետ [92, 171]:

Ընդհանուր առմամբ շրջակա միջավայրի կամ քաղաքների
Էկոլոգաերկրաբիմիական հետազոտությունների արդյունքում
ստացված տեղեկատվությունը հնարավորություն է տալիս
հասկանալու քաղաքային Էկոհամակարգում ծանր մետաղների բաշխ-

ման, տեղափոխման և կուտակման գործընթացները: Այս գիտելիքները կարևոր դեր են խաղում ծանր մետաղներով աղտոտման և դրանց էկոլոգիական ու առողջական ռիսկերի գնահատման մեջ: Ավելին, նման տեղեկատվության սինխրոնիզացումը քաղաքային պլանավորման հետ կարող է նպաստել առողջ և կայուն քաղաքային միջավայրի զարգացմանը [92]:

1.3. ՀՀ քաղաքները և դրանց ծանր մետաղներով աղտոտման խնդիրները

Հայաստանի տարածքում ծանր մետաղների պարունակությունների բնական տարածաբաշխման պատկերը բարդացել է տեխնոգենետիկ գործընթացների զարգացման արդյունքում, որը պայմանավորված է հանքարդյունաբերական, մետալուրգիական, շինարարական, քիմիական և արդյունաբերության այլ ճյուղերի գործունեությամբ [16-20, 56]:

Էկոլոգաերկրաքիմիական տեսանկյունից, Հայաստանի քաղաքները որպես հետազոտության օբյեկտ դիտարկվել են սկսած 1979-1980 թթ-ից: Առաջին հետազոտություններն իրականացվել են Միներալոգիայի, Երկրաքիմիայի և հազվադեպ տարրերի բյուրեղային քիմիայի ինստիտուտի կողմից: Հայաստանի տարածքում ծանր մետաղներով տեխնածին աղտոտվածության ընդհանուր վերլուծությունն առաջին անգամ իրականացվել է 1989թ-ին, «Հայաստանի բնության պահպանության տարածքային համալիր մշակում» նախագծի շրջանակներում, ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոսֆերային հետազոտությունների կենտրոնում, Ա. Սաղաթելյանի գլխավորությամբ: Տեխնածին աղտոտվածության մակերեսների տարածական լոկալիզացիայի վերլուծությունը ցույց է տվել որ Հայաստանի քաղաքները բաժանվում են երկու հիմնական տիպերի՝ հին հանքարդյունաբերական կենտրոններ և համեմատաբար երիտասարդ խոշոր արդյունաբերական հանգույցներ [56]:

Մինչ օրս ծանր մետաղներով տեխնածին աղտոտվածության հետազոտություններ Հայաստանի քաղաքներից իրականացվել են Երևանի [16, 22, 23, 30, 32, 44, 46-48, 52, 54-56, 60, 64, 81, 155, 157, 167, 168], Ալավերդի [25, 35, 38, 57, 65], Վանաձորի [24, 36], Արարատի [37], Աբովյանի

[45], Քաջարանի [20, 58, 59], Կապանի [18] համար: Այս հետազոտությունների ընթացքում դիտարկվել են ծանր մետաղներով աղտոտվածության խնդիրները, քաղաքային տարբեր միջավայրերում: Հետազոտությունների ընթացքում դիտարկվել է հող-մթնոլորտ-ջուր համակարգը, ինչպես նաև գյուղմթերքը՝ ծանր մետաղներով փոշով աղտոտման առումով: Բացահայտվել է, որ թե՛ նշված հանքալեռնային շրջաններում, թե՛ քաղաքներում ծանր մետաղներով աղտոտումը ակտուալ է և հանդիսանում է բնակչության համար ռիսկի գործոն: Էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտությունն վերջին տարիներին իրականացվել է ԼՂՀ տարածքում [160]:

Էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտություններ, տարիներ շարունակ չեն իրականացվել ՀՀ երկրորդ քաղաք հանդիսացող Գյումրիում: Կան Էպիգոդիկ հետազոտություններ՝ իրականացված 2001-2004 թթ.-երին, որոնք վկայում են Գյումրի ք.-ի հողերում Pb, Ni, Cu և Cr-ի, և քաղաքի տարածքում աճեցվող գյուղմթերքում (կարտոֆիլ, բազուկ, կանաչի, լոբի, բիբար) Cd, Ag, Pb, Zn, Mn և Cr տարրերի՝ ՍԹԿ գերազանցող պարունակությունների մասին: Այս հետազոտությունները ցույց են տվել, որ դիտարկված ժամանակահատվածում քաղաքի տարածքում աճեցվող գյուղմթերքում տեղի է ունեղել ծանր մետաղների պարունակությունների աճ [49]:

Երբեմնի խոշոր արդյունաբերական կենտրոն Գյումրին այժմ հանդիսանում է միջին արդյունաբերական կենտրոն, որտեղ զարգանում է մեքենաշինությունը (որի առաջնային ճյուղեր են հանդիսանում սարքաշինությունը, տրանսպորտային, գործիքաշինությունը, էլեկտրատեխնիկական), թեթև արդյունաբերությունը, սննդի արդյունաբերությունը և այլն: Քաղաքում վերամշակվում է ապակի և ապակյա իրեր, գիպս և գաջ, արտադրվում է մսամթերք, կաթնամթերք, ալրաղացային արտադրանք և այլն: Սննդի արդյունաբերությունն ավերիչ երկրաշարժից հետո հիմնականում վերականգնվել է: Ամենախոշորը Գյումրիի մսի կոմբինատն է: Շինանյութերի արդյունաբերությունից Գյումրիում առկա է երկաթբետոնե կոնստրուկցիաների արտադրությունը [3]:

Ըստ ՀՀ Բնապահպանության նախարարության աշխատակազմի բնապահպանական պետական տեսչության կողմից 2012 թ. ստուգման ենթակա կազմակերպությունների ցանկի՝ Գյուլմրիում ստուգման ենթակա են մոտ 179 կազմակերպություն, որից մոտ 56-ն արտադրությամբ զբաղվող կազմակերպություններ են (հիմնականում հացի, լիմոնադի, կաթնամթերքի, երշիկի, ձվի, օղու, ոչ ալկոհոլային խմիչքների արտադրություն, կարի արտադրություն, հաստոցների, գուլպեղենի, կենցաղային իրերի, տրիկոտաժի սարքերի, երկաթ բետոնի իրերի արտադրություն և այլն), մյուս մասը կազմում են գազալիցքավորման, ավտոլվացման, փայտամշակման, քարի մշակման, շինարարական, ձկնաբուծական, բուժսպասարկման, ատամնաբուժական և այլ սպասարկման կազմակերպություններ [11]:

Գյուլմրիի տարածքում՝ քաղաքի ծայրամասերում, տեղակայված են պետական հանձնաժողովների կողմից հաստատված պաշարներ ունեցող 4 հանքավայրեր. «Խաչքարի» տուֆի հանքավայր (քաղաքի հյուսիսարևմուտքում), Գյուլմրի կավի հանքավայր (քաղաքի հարավարևմուտք), Առափիի ավազակոպճային հանքավայր (հարավարևմուտքում), Գյուլմրիի ավազակոպճային հանքավայր (քաղաքի հարավում) [34]:

Քաղաքի արևմուտքում Չերքեզի ձորում, Խաչքարում, Վարդապետի այգում կան սև տուֆի պաշարներ և քարհանքեր, որոնք քար են մատակարարել քաղաքի շինարարության համար: Քաղաքի արևելքում՝ երկաթգծի մոտ, կան ավազի, բազալտի հարուստ հանքեր [3]:

Քաղաքի շրջակամիջավայրի աղտոտման պատճառ են հանդիսանում նաև կենցաղային և արդյունաբերական թափոնները: Քաղաքի որոշ շրջաններում աղբահավաքումը կարգավորված չէ, այդ իսկ պատճառով բնակիչների կողմից աղբը թափվում է կիսաքանդ շինությունների տարածք, ոչ մեծ փոսեր, գետեր և այլն: Քաղաքում առկա է նաև շինարարական աղբի անվերահսկելի կույտեր, շատ են կիսաքանդ և գրունտային ճանապարհները: Դեռևս առկա են երկրաշարժից հետո մնացած կիսաքանդ փլատակներ, շատ են նաև շինհրապարակները՝ հանդիսանալով փոշու և այլ աղտոտիչների աղ-

բյուր [3]: Խիստ կրճատվել են կանաչապատ տարածքները, այս հանգամանքը ակնհայտ է դառնում 1987 և 2007 թվականների գույքագրման թվերի համեմատությամբ: Մասնավորապես 1987 թ.-ին քաղաքի կանաչ տնկարկները զբաղեցրել են 632.1 հա, որը քաղաքի պատմության մեջ կանաչ տնկարկների առավելագույն զբաղեցրած մակերեսն է, իսկ 2007 թ.-ին իրականացված վերջին գիտական գույքագրման արդյունքում պարզ դարձավ, որ քաղաքի կանաչ տնկարկների զբաղեցրած մակերեսը կրճատվել է 52.93%-ով, դառնալով 297.5 հա [4]:

Գյուղի ք.-ի օդային ավազանի ներկա վիճակի մասին տեղեկատվություն առկա է «Շրջակա միջավայրի վրա ներգործության մոնիթորինգի կենտրոն» ՊՈԱԿ-ի պաշտոնական կայքում [7], ՀՀ Ազգային Վիճակագրական ծառայության տվյալներից [8], ինչպես նաև ՀՀ Բնապահպանության նախարարության պաշտոնական կայքից [12]: Հրապարակված օդի աղտոտվածության տվյալները չեն նկարագրում քաղաքի ներկայիս վիճակը, ինչպես նաև վերջինս ցույց չի տալիս քաղաքային փոշու ծանր մետաղներով աղտոտվածության մակարդակները:

Տարածաշրջանում իրականացվող մակերևութային ջրերի Էկոլոգիական մոնիթորինգի արդյունքները վկայում են, որ գետերի ջրերն աղտոտված են ծանր մետաղներով, մասնավորապես Ախուրյան գետի ավազանից վերցված փորձամուշներում Al, V, Mn, Cu պարունակությունները գերազանցել են թույլատրելի նորմերը [12]:

Նման պայմաններում Էկոլոգաերկրաբիմիական հետազոտությունները, մասնավորապես հողային երկրաբիմիական հանույթը, փոշու և փոշում ծանր մետաղների պարունակության, մակերևութային ջրերի գնահատումը կարող են Էկոլոգիական տեղեկատվական բազիս հանդիսանալ քաղաքի Էկոլոգիական զարգացման ռազմավարության մշակման, տարածքային պլանավորման և կառավարման համար, ինֆորմատիվ և արդյունավետ մոնիթորինգային դիտակայանների տեղադրման պլանի մշակման, ինչպես նաև հասարակության առողջական ռիսկերի գնահատման համար:

ԳԼՈՒԽ 2. ՀԵՏԱԶՈՏՈՒԹՅԱՆ ՕԲՅԵԿՏԸ, ՆՅՈՒԹԵՐԸ ԵՎ ՄԵԹՈԴՆԵՐԸ

2.1. Հետազոտության օբյեկտը

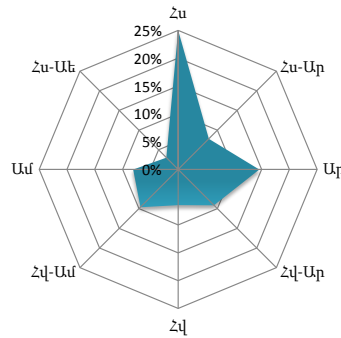
Հետազոտության օբյեկտ է հանդիսանում Շիրակի մարզկենտրոն Գյումրի (նախկինում Լենինական)՝ ՀՀ մեծությամբ երկրորդ քաղաքը: Քաղաքի տարածքը կազմում է 44.41 կմ², բնակչությունը՝ 120.7 հազ. մարդ (2013 թ.) [1, 3, 8]:

Գյումրին (40° 47' 0" հս. լայն., 43° 50' 0" արլ. երկ.) տեղակայված է ՀՀ հյուսիսարևելյան շրջանում, Շիրակի միջլեռնային գոգահովտի կենտրոնական հատվածում, Արաքսի վտակ Ախուրյան գետի միջին հոսանքի ձախափնյա հատվածում՝ սահմանափակվելով Ղորղոբի և Գյումրի գետակների ոչ խորը ձորակներով: Գյումրիի հարթավայրը հյուսիսից սահմանակցում է Շիրակի, իսկ արևելքից՝ Փամբակի լեռնաշղթաներին: Հարավից հարթավայրը ձգվում է մինչև Արագածի լեռնազանգվածի հրաբխային սարավանդի հյուսիս-արևմտյան ստորոտները: Քաղաքի հյուսիսային ու արևելյան հատվածները հարթավայրային են, իսկ քաղաքի կենտրոնական և արևմտյան հատվածներում կան հյուսիսից հարավ ձգվածությամբ բլրային շարքերով սահմանափակված կիրճեր, որոնցով հոսում են Կումայրի, Ղորղոբի, Ձորջուր, Ջաջուռ գետերը: Քաղաքի միջին բարձրությունը ծ.մ. 1550 մ է [1, 2, 3]:

Գյումրիին բնորոշ է չոր և չափավոր չոր ցամաքային կլիման, բնորոշ են բարեխառը մեղմ ամառները և ցուրտ ձմեռները: Ամենատաք ամիսն օգոստոսն է (միջին ջերմաստիճանը մոտ +19 °С), իսկ ամենացուրտը՝ հունվարը (միջին ջերմաստիճանը մոտ -9 °С) [1, 15, 26, 29]: Տարեկան տեղումների միջին քանակը կազմում է շուրջ 500 մմ, իսկ տարվա ընթացքում առավելագույն արժեքները գրանցվում են մայիս-հունիս ամիսներին: Կլիմայի վրա մեծ ազդեցություն է ունենում Կարսի սարահարթը և Արարատյան դաշտը [3], ձմռան և ամռան ամիսներին հյուսիսից և հյուսիս-արևմուտքից թափանցող քամիները: Տարվա միջինացված արդյունքներով առավելագույնն է հյուսիսային, արևելյան, հյուսիս-արևմտյան, հարավ-արևմտյան ուղղությունների համար (Նկ. 1) [1, 3, 26, 29]:

Գյումրի ք.-ի մակերևութային ջրերն են՝ Ախուրյանի ջրավազանի Կումայրի, Ջաջուր և Ձորջուր գետերը, ինչպես նաև

Գյ ու մրի, ՂորՂոբի, Յովուսի և Յացիկ սել ավատարերը: Ախուրյ անի ջրավազանայ ին կառավարման տարածքի Ախուրյ ան գետայ ին ավազանի գետերը սկիզբ են առնում Շիրակի և Եմնեթի հարավայ ին և անջերից շուրջ 2000 մ բարձրությ ունից [1, 26]:



Յյ ու սիսայ ին` 25%,
Արևելյ ան` 14.6%,
Յարավարևմտյ ան` 9.6%,
Յարավարևելյ ան`
9.1%,
Արևմտյ ան` 8.1%,
Յյ ու սիսարևելյ ան`
7.8%,
Յարավայ ին` 6.4%,
Յյ ու սիսարևմտյ ան`
3%:

Նկար 1. Գյ ու մրի քաղաքի քամիների հիմնական ուղղությ թու ններն ըստ[1, 3, 26, 29]

Գյ ու մրու տարածքին բնորոշ են և Եմնատափաստանայ ին սևահողերի տարբեր տեսակները: Եմնայ ին սևահողերից կարելի է առանձնացնել կարբոնատայ ին, տիպիկ, թույլ կրաքերծված և կրաքերծված ենթափայերը: Շագանակագույն հողերը ներկայացված են մուգ ենթափայով. քարքարոտ են և թույլ տեղատարված [21]:

Գյ ու մրի ք.-ի տարածքում գերակշռում են չոր տափաստանայ ին և Եմնատափաստանայ ին և անդշաֆտները [1, 26]: Բնական բուսականությունը պահպանվել է քաղաքի աննշան տարածությունների վրա: Ոռոգման պայմաններում աճում են որոշ բերքատու և դեկորատիվ ծառատեսակներ և թփեր` ակացիա, թխկենի, հացենի եւ այլն: Քաղաքի տարածքում մշակում են հացահատիկ, շաքարի ճակնդեղ, բանջարեղեն, զարգացած է պտղաբուծությունը (խնձոր, տանձ, սալոր, բալ) [3, 4, 49]:

2.2 Յետագոտայ ան նյ ու թեր և մեթոդներ

Յետագոտակ ան աշխատանքները կատարվել են հետևյալ 3 տրամաբանական փուլերով.

Առաջին նախնական կամերայ փուլում իրականացվել է մասնագիտական գրականության ուսումնասիրություն: Գյ ու մրի ք.-

ի տարածքի ծանր մետաղներով ու փոշով աղտոտման աղբյուրների մասին և անհրաժեշտ այլ տեղեկատվության հավաքագրում, ամփոփում և վերլուծում, հիմնախնդրային կողմնորոշված տվյալների հենքի ստեղծում: Դաշտային աշխատանքների կազմակերպման նպատակով իրականացվել է պլանի, քարտեզների, սխեմաների կազմում, նմուշառման ստրատեգիայի, աշխատանքների նախնական ծրագրի մշակում, անհրաժեշտ պարագաների նախապատրաստում:

Յուրաքանչյուր միջավայրի նմուշառման և նախնական մշակման համար, ՀՀ ԳԱԱ Էկոկենոտոնի ծրագրված միջավայրի երկրաբանական քառնում ստեղծվել են Ստանդարտ Օպերացիոն Ընթացակարգեր (ՍՕԸ-ներ)՝ «Գյուլմրի քաղաքի Էկոլոգաերկրաբանական առանձնահատկությունների բացահայտումը» թեմատիկ նախագծի (13-1E220) որակի ապահովման և վերահսկման պլանի շրջանակներում: ՍՕԸ-ների մշակման համար հիմք են ծառայել ՀՀ Առողջապահության նախարարի հրամանը № 01-Ն [9], քաղաքային տարածքներում Էկոլոգաերկրաբանական հետազոտությունների մեթոդական ցուցումները [50, 61, 62, 67], միջազգային ISO ստանդարտները [66, 113-117], US EPA միջազգային ստանդարտները [172-176], նմուշառման աշխատանքների որակի վերահսկողության համաշխարհային փորձը [96, 119]: Իսկ մասնավորապես ABA-1-120-02A տեղափոխվող ասպիրատորի կիրառմամբ փուշու անմիջական նմուշահավաքի ՍՕԸ-ի համար հիմք են ծառայել նաև ասպիրացիոն եղանակով փոշու կոնցենտրացիայի հետազոտության ՀՀ-ում ընդունված մեթոդը [10], ինչպես նաև սարքի արտադրողի շահագործման կարգը [27]:

Երկրորդ՝ դաշտային և լաբորատոր փուլ: 2013թ.-ին իրականացվել են Գյուլմրի ք.-ի տարածքում հողի, ծառերի տերևների, ջրի և փոշու նմուշառման աշխատանքներ:

Գյուլմրի ք.-ի հողերի նմուշառումն իրականացվել է 1:25 000 մասշտաբի հավասարաչափ ցանցով (նկ. 2), A_0 հորիզոնից (0-5 սմ խորություն), չժանգոտող պողպատից պատրաստված բահով: Հողային միասնական նմուշը կազմվել է 3-5 ենթանմուշներից, միասնական նմուշի քաշը՝ 0.8-1.5 կգ: Հողը տեղավորվել է պլաստիկ տոպրակների մեջ և տեղափոխվել լաբորատորիա: Դաշտային աշխատանքների որակի վերահսկման նպատակով նախապես որոշված վայրերում նմուշառվել

են կրկնօրինակներ: Նմուշառման և տարրալուծման ընդհանուր ծավալները բերված են աղյուսակ 1-ում:

Գյուղական տարածքներում երկրաքիմիական հիմնագծային պարունակությունները մոտ են երկրաքիմիական ֆոնային պարունակություններին [91, 102, 132, 152]: Ուստի Գյումրի ք.-ի հողերում ծանր մետաղների ֆոնային պարունակությունների որոշման նպատակով, նմուշառվել են քաղաքին կից հետևյալ գյուղական համայնքների հողերը. Ախուրյան, Մարմաշեն, Մայիսյան, Յացիկ, Առափի, Ծիրակ:

Աղյուսակ 1

*Չողերի և հողագրունտի նմուշառման տարրալուծման
աշխատանքների ծավալները*

Միջավայր	Նմուշների քանակ	Տարրեր	Տարրորոշում
Ֆոնային տեղամասերի հողեր	32+2 կրկնօրինակ	12 տարր . Ag, As, Cd, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Pb, Ti, Zn	408
Քաղաքային հողեր	443+25 կրկնօրինակ	12 տարր . Ag, As, Cd, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Pb, Ti, Zn	5616
Արտալաբորատոր վերահսկման նմուշներ	5	7 տարր . Hg, Cd, Pb, Co, Ag, Sn, Mo	35
Ընդամենը			6059

Չողային նմուշների տարրալուծման աշխատանքներն իրականացվել են Էկոկենտրոնի Շրջակա միջավայրի երկրաքիմիայի բաժնում և Կենտրոնական անալիտիկ և աբորատորիայում:

Չողերը տարրալուծվել են Innov X-5000 ռենտգենաֆլուորեսցենտային սպեկտրաչափի օգնությամբ, համաձայն US EPA 6200 մեթոդի [173], որոշվել են Ag, As, Cd, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Pb, Ti, Zn-ի պարունակությունները:

Տարրալուծման աշխատանքների որակի ապահովումն իրականացվել է համաձայն US EPA 6200 մեթոդի՝ զրոյական նմուշի (Blank՝ SiO₂), ստանդարտ ռեֆերենս նյութի (Standart Reference Material - SRM) կիրառմամբ, ինչպես նաև արտալաբորատոր վերահսկողության հիման վրա [173]: Քաղաքային հողերի նմուշների 1.1% (5 նմուշներ) տարրալուծվել են Կենտրոնական անալիտիկ և աբորատորիայում՝ PerkinElmer Aanalist 800 ատոմաաբսորբցիոն սպեկտրաչափի կիրառմամբ,

որոշվել են հետևյալ տարրերի պարունակությունները. Hg, Cd, Pb, Co, Ag, Sn, Mo:

Քաղաքային փոշու նմուշառումը իրականացվել է 1:100 000 մասշտաբի շախմատածև հավասարաչափ ցանցով (Նկ. 3): Միաժամանակյա և տարածականորեն կապակցված նմուշարկումը իրականացվել է երկու տարբեր եղանակներով՝ սարքավորումային (ասփրացիոն՝ 22 նմուշ, աղ. 2) և այլընտրանքային (տերևներ՝ 21 նմուշ, աղ. 2, հավելված աղ. 1), 2013թ. օգոստոսի 25-31 ընկած ժամանակահատվածում:

Մթնոլորտային հետազոտությունների նպատակով ամռանը փոշու ծանրաբեռնվածության և փոշում ծանր մետաղների պարունակությունների ուսումնասիրության համար որպես ֆիտոմոնիթորներ կիրառվել են ծառաբույսերի տերևները: Ծառերի տեսակներն ընտրվել են ելնելով դրանց փոշեկլանիչ հատկություններից [20, 30, 40, 123] և քաղաքում, հատկապես տվյալ նմուշառման կետում տարածվածության աստիճանից: Ուսումնասիրվել են հետևյալ ծառատեսակները՝ թխկի հացենատերև (*Acer negundo* L.), թեղի մանրատերև (*Ulmus mono Maxim.*), թեղի հարթ (*Ulmus laevis* Pall.), ընկուզենի հուսական (*Juglans regia* L.), ռոբինիա կեղծակացիա (*Robinia pseudoacacia*), բարդի սև (*Populus nigra* L.): Կրետիկի կողմից առաջարկված փոշեկլանման սանդղակի, նշված ծառատեսակներից թեղի հացենատերևը պատկանում է II, իսկ պարսկական ընկուզենին և ռոբինիա կեղծակացին IV դասերին [123]:

Աղյուսակ 2

Մթնոլորտային փոշու և տերևների փոշու տարրալուծման աշխատանքների ծավալները

Միջավայր	Նմուշների քանակ	Չափում, մեթոդ	Տարր / որոշում
Մթնոլորտային փոշի	22 + 1 ստուգիչ	Կշիռ	23
Ծառաբույսերի կտրոններ	21+1 ստուգիչ	Կշիռ	22
Տերևների փոշի	21+1 ստուգիչ	Ni, Pb, Cd, Zn, Mo, Cu՝ ISO-8288, Cr (ISO-9174)	154

Փոշու ծանրաբեռնվածությունը որոշվել է գրավիմետրիկ եղանակով: Ծառաբույսերի տերևները չորացվել են սենյակային ջերմաստիճանի պայմաններում, այնուհետև լվացվել են թորած

ջրով: Ստացված հեղուկը ֆիլտրվել է ստանդարտ մոխրագուրկ թղթե ֆիլտրերով («синяя лента»): Ֆիլտրերը չորացվել են էքսիկատորում մինչև հաստատուն կշռի գալը, այնուհետև ֆիլտրված նմուշը կշռվել է:

Ֆիլտրերի վրա նստած փոշին տարալուծվել է Perkin Elmer Aanalist 800 ատոմաաբսորբցիոն սպեկտրաչափի կիրառմամբ, որոշվել են Ni, Pb, Cd, Cr, Cu, Zn, Mo ծանր մետաղների պարունակությունները (աղ. 2):

Փոշու անմիջական տարածականորեն համակցված նմուշ առավաքն իրականացվել է ABA-1-120-02A տեղափոխվող ասպիրատորի կիրառմամբ: Փոշու նմուշարկումը բաղկացած է եղել հետևյալ քայլերից՝ փոշու հավաքում ֆիլտրերի վրա, շարժական ABA-1-120-02A ասպիրատորի միջոցով որոշակի ծավալի օդի ներքաշում: Ասպիրացիայից հետո, նմուշարկված փոշով ֆիլտրերը պահեստավորվել են էքսիկատորում, այնուհետև նորից կշռվել են: Դաշտային աշխատանքների որակի վերահսկողության համար կիրառվել է գրոյական ստուգիչ նմուշ (Blank) (աղ. 2):

Երրորդ կամերայի փուլ: Հողերի երկրաբիմիական գնահատման նպատակով Գյումրի ք.-ի հողերում ծանր մետաղների համար հաշվարկվել է երկրաբիմիական ֆոն: Հաշվի առնելով այն հանգամանքը, որ Գյումրի ք.-ին հարակից գյուղական համայնքներն ուղղակիորեն (գյուղական համայնքի բնակչության գործունեության արդյունքում) և անուղղակիորեն (Գյումրի ք.-ի ազդեցությամբ) ենթարկվում են որոշակի անթրոպոգեն ազդեցության, ապա ծանր մետաղների ֆոնային պարունակությունները որոշվել են համաձայն ֆոնային պարունակությունների որոշման համակցված՝ վիճակագրական և էմպիրիկ եղանակների համադրմամբ [91, 102, 132]: Որպես ֆոնային պարունակություններ ընդունվել են դիտարկվող տարրերի միջին թվաքանակային մեծությունները:

Տարալուծման արդյունքների մեկնաբանության համար հողերում և տերևների փոշում քիմիական տարրերի պարունակությունները համեմատվել են Գյումրի ք.-ում հողերի հաշվարկված երկրաբիմիական ֆոնի հետ, հաշվարկվել են կուտակման գործակիցները (K_c), համաձայն (1) բանաձևի.

$$K_c = C_i / C_{\text{ֆոն}} \quad (1)$$

որտեղ C_i ՝ տարրի պարունակությունն է նմուշում, $C_{\text{ֆոն}}$ ՝ տարրի երկրաքիմիական ֆոնը [50, 51, 62]:

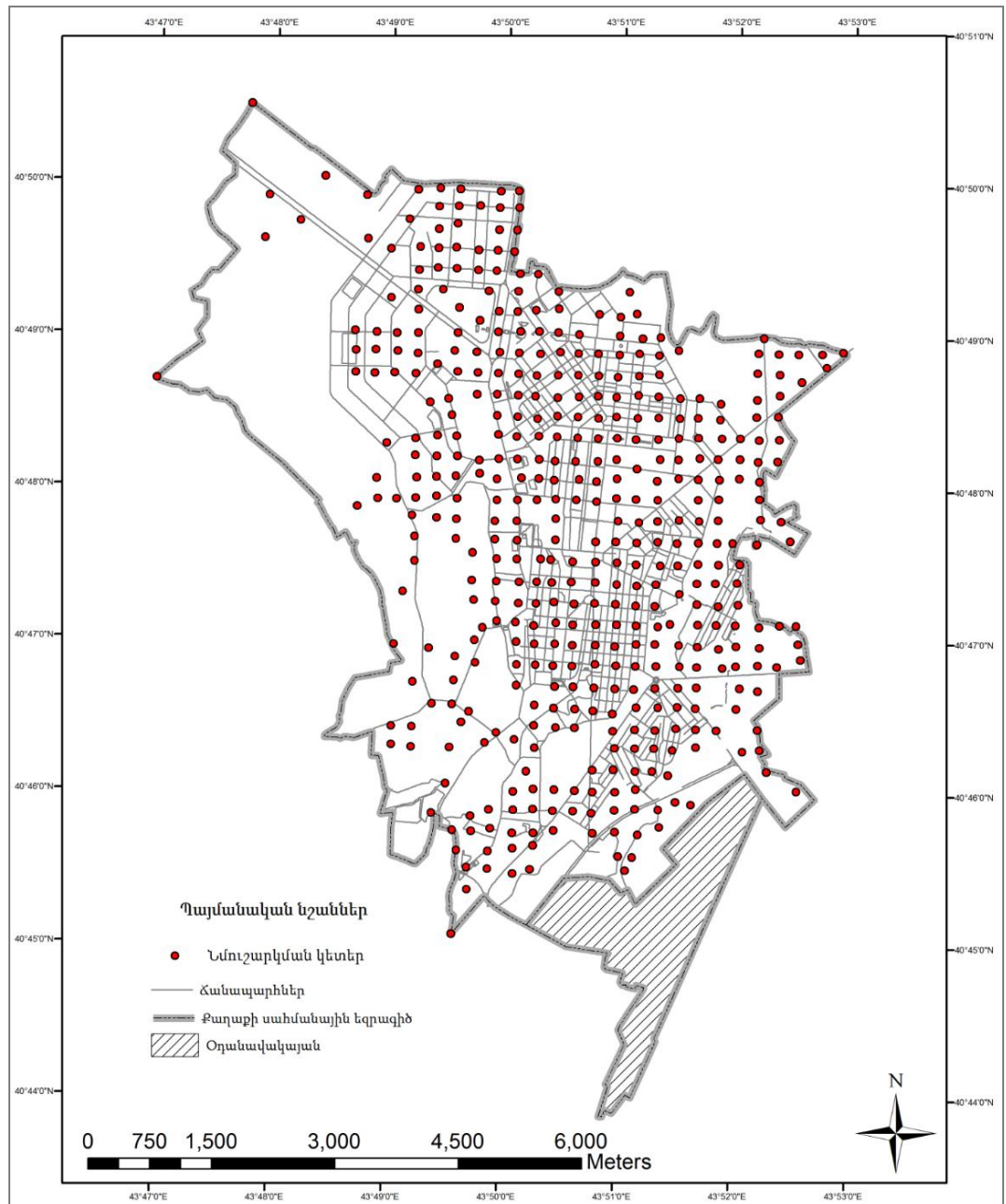
Ըստ K_c գործակցի կառուցվել են երկրաքիմիական նվազող շարքեր՝ որակապես և քանակապես նկարագրելով ծանր մետաղների երկրաքիմիական կարգաշեղումները հողերում և տերևների փոշում:

Հողերում և տերևների փոշում ծանր մետաղներով բազմատարր աղտոտման քանակական նկարագրման համար հաշվարկվել է աղտոտման գումարային գործակիցը ԱԳԳ, համաձայն (2) բանաձևի.

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1) \quad (2)$$

որտեղ n ՝ այն տարրերի թիվն է, որոնց համար $K_c > 1$ [50, 51, 62]:

Տարածքի սանիտարահիգիենիկ իրավիճակի նկարագրության համար հողերում և տերևների փոշում տարրերի փաստացի պարունակությունները համեմատվել են ՀՀ-ում ընդունված հողի ՍԹԿ-ների հետ (*հավելված, աղ. 2*) [9, 13]:

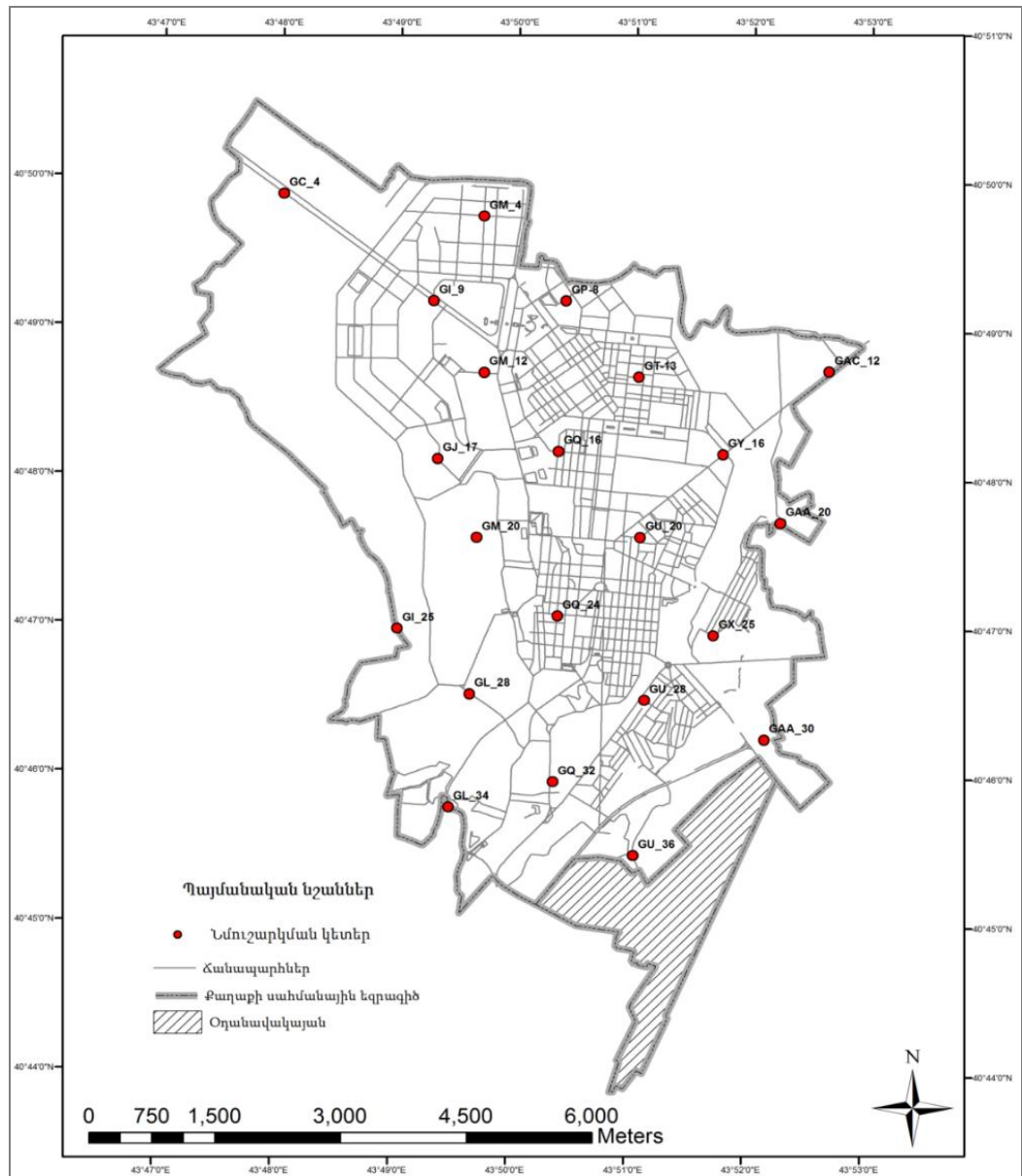


Նկար 2. Գյ ու մ րի քաղաքի հողերի նմուշ առման քարտեզ

Հողերում և տերևների փոշում ծանր մետաղների բազմատարր աղտոտման սանիտարահիգիենիկ գնահատման նպատակով հաշվարկվել է Կոնցենտրացիաների հանրագումարային ցուցանիշը (ԿՀՑ), որը փաստացի պարունակությունների ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումների գումարն է (3).

$$\text{ԿՀՑ} = \sum C_{\text{տարր}} / \text{ՍԹԿ} \quad (3) \quad [13]$$

Բազմատարր աղտոտման սանիտարահիգիենիկ գնահատականը տրվել է համաձայն հավելվածի աղյուսակ 2-ում բերված հնգաստիճան սանդղակի [13]:



Նկար 3. Մթնոլորտային օդի փոշու և ծառաբույսերի տերևների նմուշառման վայրերը Գյումրի քաղաքի տարածքում

Բազմատարր աղտոտման որակական ցուցանիշների և առաջնային աղտոտիչների բացահայտման նպատակով կազմվել են հողերում և տերևների փոշում ծանր մետաղների սանիտարահիգիենիկ չափեր, որոնք դասավորված են ըստ ՍԹԿ նկատմամբ փաստացի պարունակությունների ունեցած գերազանցումների:

Հողերում և տերևների փոշում ծանր մետաղների պարունակությունների հիման վրա իրականացվել է Էկոլոգիական ռիսկի գնահատում՝ Պոտենցիալ Էկոլոգիական Ռիսկի Ինդեքսի հաշվարկման եղանակով (potential ecological risk index - PERI) Hg, As, Pb, Cu և

Zn-ի պարունակությունների հիման վրա: PERI հաշվարկվել է համաձայն հետևյալ բանաձևերի (4-6):

$$C_r^i = C_{\text{topsoil}}^i / C_n^i \quad (4)$$

$$E_r^i = T_r^i * C_r^i \quad (5)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (6),$$

որտեղ RI ինտեգրալ PERI-ն է և իրենից ներկայացնում է տարբեր կենսաբանական խմբերի զգայունությունը թունավոր տարրերի նկատմամբ, և արտացոլում է պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկի մակարդակը. E_r^i -ն միատարր PERI-ն է, T_r^i -ն հետազոտվող տարրի համար «տոքսիկ ազդեցություն – պատասխան» գործակիցը ($Hg = 40$, $As = 10$, $Pb = Cu = 5$ և $Zn = 1$), C_r^i -ն աղտոտման գործակիցը. C_{topsoil}^i -ը հողի նմուշում հետազոտվող տարրի պարունակությունը. C_n^i -ն էտալոնային պարունակությունը, այս դեպքում հետազոտվող տարրի ֆոնային պարունակությունը [107, 164, 187, 190]: PERI-ի գնահատման աստիճանավորումը բերված է հավելված աղյուսակ 3-ում [107]:

Տերևների մակերեսին կուտակված փոշու զանգվածը ($m_{\text{տերևների փոշի}}$) որոշվում է (7) բանաձևով.

$$m_{\text{տերևների փոշի}} = (m_1 - m_0) \cdot 35/100 \quad (7)$$

որտեղ m_1 ՝ տերևներից լվացված փոշու զանգվածն է, m_0 ՝ չօգտագործված ֆիլտրի զանգվածը [20]:

Փոշու ծանրաբեռնվածությունը ($P_{\text{տ}}$) հաշվարկվել է (8) բանաձևով.

$$P_{\text{տ}} = m_{\text{տերևների փոշի}} / (S_{\text{կտրոններ}} \cdot t) \quad (8)$$

որտեղ $S_{\text{կտրոններ}}$ ՝ կտրոնների գումարային մակերեսը, t ՝ վերջին տեղատարափանձրեւից հետո անցած օրերի թիվը [50, 51]:

Առանձին տարրերի ծանրաբեռնվածությունը՝ $P_{\text{տարր}}$, որոշվել է ըստ (9) բանաձևի.

$$P_{\text{տարր}} = P_{\text{տ}} \cdot C_{\text{տարր}} \quad (9)$$

որտեղ $C_{\text{տարր}}$ ՝ տերևների փոշում տարրի պարունակությունն է [50, 51]:

Գյուղմրի ք.-ի տարածքի՝ ըստ փոշու ծանրաբեռնվածության, փոշու և հողերի ԱԳԳ արժեքների, աղտոտվածության և վտանգավորության մակարդակների գնահատման համար կիրառվել է

Ն.Ս. Կասիմովի առաջարկած սանդղակը, որը բերված է հավելվածի աղյուսակ 4-ում և 5-ում [50]:

Հաշվարկվել են նաև փոշու և հողերում առկա ծանր մետաղներով պայմանավորած երեխաների և մեծահասակների առողջական ռիսկերը բնակելի վայրերի հողերի առողջական ռիսկի մոդելին համապատասխան, որը մշակվել է ԱՄՆ-ի Շրջակա Միջավայրի Պահպանության Գործակալության կողմից [148, 172, 176]: Հաշվարկները իրականացվել են հաշվի առնելով փոշու եղած ծանր մետաղների մարդու օրգանիզմում հայտնվելու հետևյալ երեք հիմնական ուղիները՝ կլանման, ինհալացիոն և դերմալ [127]: Բանաձևերում օգտագործված գործակիցների նկարագրությունը և արժեքները տրված են հավելվածի աղյուսակ 6-ում:

Ոչ քաղցկեղածին ռիսկը հաշվարկվել է բոլոր հայտնաբերված ծանր մետաղների համար. Pb, Cr, Ni, Zn, Cu և Mo՝ փոշու դեպքում, V, Mn, Co, Cu, Zn, As, Mo, Hg, Pb, Ag և Cd՝ հողի դեպքում: Յուրաքանչյուր մետաղի համար հաշվարկվել է բոլոր էքսպոզիցիոն ուղիների դեպքում քրոնիկ օրական կլանումը, (10), (11) և (12) բանաձևերի միջոցով [148, 172, 176]:

$$CDI_{\text{շ. վր.}} \left(\frac{\text{մգ}}{\text{կգ օր.}} \right) = \frac{C \cdot \text{IngR} \cdot \text{EF} \cdot \text{ED} \cdot 10^{-6}}{AT \cdot BW} \quad (10)$$

$$CDI_{\text{դրաման}} \left(\frac{\text{մգ}}{\text{կգ օր.}} \right) = \frac{C \cdot \text{InhR} \cdot \text{EF} \cdot \text{ED}}{AT \cdot BW \cdot \text{PEF}} \quad (11)$$

$$CDI_{\text{մաշկային}} \left(\frac{\text{մգ}}{\text{կգ օր.}} \right) = \frac{C \cdot \text{EF} \cdot \text{ED} \cdot \text{SA} \cdot \text{AF} \cdot \text{ABSd} \cdot 10^{-6}}{AT \cdot BW} \quad (12) \quad [148, 172, 176]$$

Ոչ քաղցկեղածին վտանգի գործոնը յուրաքանչյուր տարրի համար հաշվարկվել է (13) բանաձևով:

$$HQ = \frac{CDI}{RfD} \quad (13) \quad [148, 172, 176]$$

Համաձայն ընդունված մեթոդների ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատումը բնութագրվում է վտանգի ինդեքսով (HI), ներկայացնելով HQ-ի արիտիվ գումարը [172, 176]: $HI < 1$ ցույց է տալիս ոչ քաղցկեղածին առողջական ռիսկի հնարավորության բացակայությունը, միևնույն ժամանակ $HI > 1$ նշանակում է առողջության վրա անբարենպաստ ազդեցության հնարավորություն [127]:

Քաղցկեղածին ռիսկ հողից հաշվարկվել է As տարրի համար՝ միայն կլանման ուղուց, և փոշուց՝ Cr և Ni-ի համար՝ ինհալացիոն (Cr

և Ni), և կլանում (ստամոքսաղիքային) (Cr) ուղիներին: Մյուս տարրերի համար քաղցկեղածին ռիսկի հաշվարկվել կապված որոշ անհրաժեշտ գործակիցների բացակայության հետ: Աբսորբցված դոզաները հաշվարկվել են առանձին յուրաքանչյուր ուղու համար համաձայն (14) և (15) բանաձևերի [148, 172, 176]:

$$LAAD_{ing} \left(\frac{\mu g}{kg \cdot d} \right) = \frac{C \times EF \times 10^{-6}}{AT \times LT} \times \left(\frac{ED_{child} \times Ing R_{child}}{BW_{child}} + \frac{(ED_{adult} - ED_{child}) \times Ing R_{adult}}{BW_{adult}} \right) \quad (14)$$

$$LAAD_{inh} \left(\frac{\mu g}{m^3} \right) = \frac{C \times EF \times ED \times 10^5}{AT \times PEF \times LT} \quad (15) \quad [148, 172, 176]$$

Քաղցկեղածին ռիսկը գնահատվել է (16) և (17) բանաձևերի միջոցով [148]:

$$Oral Risk = LAAD_z \times SF \quad (16)$$

$$Inhalation Risk = LAAD_{inhalation} \times IUR \quad (17) \quad [148]$$

Թույլատրելի ռիսկի սահմանները սահմանվում են որպես 10^{-6} -ից մինչև 10^{-4} [127]: Ռիսկի մակարդակները սանդղակավորվել են հետևյալ կերպ. $<10^{-6}$ շատ ցածր, 10^{-6} - 10^{-5} ցածր, 10^{-5} - 10^{-4} միջին, 10^{-4} - 10^{-3} բարձր և $>10^{-3}$ շատ բարձր [149]:

Ստացված արդյունքները վիճակագրական վերլուծության են ենթարկվել STATISTICA 10 ծրագրային փաթեթի կիրառմամբ, համաձայն երկրաբանական տվյալների վիճակագրական վերլուծության մեթոդների [33, 151, 152]:

Կազմվել են Գյումրի ք.-ի հողերում տարրերի և մթնոլորտում պարունակվող ուղիների տարածաբաշխման երկրաբանական և սանիտարահիգիենիկ թեմատիկ քարտեզներ՝ GIS ծրագրային փաթեթի կիրառմամբ: Կիրառվել են ինտերպոլացիոն իզոգոնային, կետային դիագրամային մեթոդներ՝ IDW և այլ քարտեզագրման եղանակներով: Սանդղակավորումը կատարվել է եռաստիճան պայմանական աստիճանավորմամբ՝ \$ոնի նկատմամբ (մինչև \$ոն՝ I մակարդակ, 3 անգամ \$ոն՝ II մակարդակ, 3–9 \$ոն՝ III մակարդակ, 9–27 \$ոն՝ IV մակարդակ, 27–ից մեծ՝ V մակարդակ) [50]:

Շանր մետաղների երկրաբանական և սանիտարահիգիենիկ քարտեզների կազմման ժամանակ պարունակվող ուղիների մակարդակների սանդղակավորումն իրականացվել է ըստ նկատ \$ոնի և ՀՀ-ում սահմանված ՍԹԿ-ի մեծությունների [13]:

**ԳԼՈՒԽ 3. ԾԱՌԵՐԻ ՏԵՐԵՎՆԵՐԸ ՈՐՊԵՍ ՔԱՂԱՔԱՅԻՆ ՏԱՐԱԾՔՆԵՐՈՒՄ
ՕՐԱՅԻՆ ԱՎԱԶԱՆԻ ՓՈՇՈՒ ԵՎ ԾԱՆՐ ՄԵՏԱՐՆԵՐԻ ՖԻՏՈՍՈՆԻԹՈՐՆԵՐ
(ԳՅՈՒՄՐԻ ՔԱՂԱՔԻ ՕՐԻՆԱԿՈՎ)**

3.1. Գյուղմրի քաղաքի մթնոլորտային օդի աղտոտման խնդիրները

Մթնոլորտային օդի աղտոտման խնդիրները բազմազործոն համալիր ազդեցության արդյունք են: Դրանք են՝ տրանսպորտային, արտադրական, կենցաղային և որոշ չափով նաև գյուղատնտեսական աղտոտման անշարժ և շարժական աղբյուրներից արտանետումները և բնակլիմայական պայմանները:

Համաձայն գործող օրենսդրության պետական հաշվառման ենթակա են այն տրնտեսվարող սուբյեկտները, որոնց արտանետումների առավելագույն նախագծային ցուցանիշների հիման վրա հաշվարկված «օդի պահանջվող օգտագործումը» (ՕՊՕ-ը) տարեկան կտրվածքով կազմում է 2 հազ.մլն մ³-ից՝ մինչև 2 մլն.մ³: Գյուղմրի ք.-ում գործում են 39-ը նման կազմակերպություն՝ ընդհանուրի 90%-ը: Դրանց ՀՀ բնապահպանության նախարարության կողմից տրվում են մթնոլորտային օդը անշարժ աղբյուրներից աղտոտող նյութերի սահմանային թույլատրելի արտանետումների թույլ տվություններ: Կազմակերպությունների այս ցուցակում գրանցված են միայն թույլ տվության ժամկետը, կազմակերպության անունն ու հասցեն, սակայն նշված չէ գործունեության տեսակը, ինչը բարդացնում է հավանական աղտոտող նյութերի մասին պատկերացում կազմելը: Աղտոտող նյութերի փաստացի արտանետումներն ըստ տարիների բերված է աղյուսակ 3-ում [11]:

Աղյուսակ 3

*Գյուղմրի քաղաքում արտանետման անշարժ աղբյուրներից
մթնոլորտապարտանետված աղտոտող նյութերի քանակը, տոննա 2000-
2013թ. [11]*

Տարեթիվ	Աղտոտող նյութ, տոննա/տարի	Տարեթիվ	Աղտոտող նյութ, տոննա/տարի
2000	138.5	2008	44.4
2003	101.1	2009	57.0
2004	129.9	2010	71.2
2005	44.2	2011	2669.0
2006	32.1	2012	1743.4
2007	36.8	2013	4121.7

Անշարժ աղբյուրներից աղտոտող նյութերի արտանետումները 2000-2006 թթ.-ին նվազում են, իսկ 2006-ից սկսած՝ աճում: Հատկապես փաստացի արտանետումները կտրուկ աճում են սկսած 2011թ.-ից՝ շուրջ 40 անգամ և մնալով բարձր մակարդակի վրա հետագա տարիներին [11]: Սակայն արտադրական ձեռնարկությունների ցանկում գունավոր և ծանր մետաղների վերամշակման ճյուղերի բացակայությունը դեռևս չի բացառում ծանր մետաղներով օդի աղտոտումը:

Արտադրական ձեռնարկությունների հետ համատեղ Գյումրի ք.-ի օդի աղտոտվածության խոշոր աղբյուր է հանդիսանում ավտոտրանսպորտը: Սակայն դրանց արտանետումների վերաբերյալ Գյումրի ք.-ի համար տվյալները բացակայում են: Չեն որոշվում շարժիչների շահագործման արդյունքում առաջացած աղտոտող նյութերը՝ ծանր մետաղները:

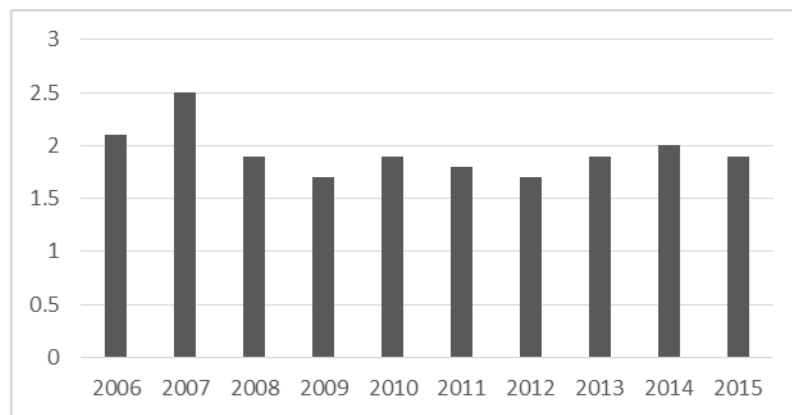
Քաղաքի սահմաններում շինարարական աղբի չհամակարգված կույտերում կուտակվում են տարբեր նյութեր, այդ թվում՝ հանքայնացման չենթարկվող բաղադրիչներ. ապակի, պլաստմաս, մետաղ, ապակե բամբակ, պլիվիսիլբլոր, ասբեստ և այլն: Ձերմամեկուսիչ ապակե բամբակի մնացորդները, որոնց մեծ կուտակումներն առաջանում են ժամանակավոր կացարանների (տնակների), քանդումից, նույնիսկ թույլ քամու պայմաններում օդ են բարձրանում և երկար ժամանակ մնում են կախված վիճակում: Հարկ է նշել, որ Գյումրի ք.-ում երկրորդական նշանակության փողոցները որպես կանոն ասֆալտապատված չեն, կամ երբեմնի ծածկույթն ամբողջությամբ քանդված է, որը փոշու կարևորագույն աղբյուրներից մեկն է հանդիսանում՝ հատկապես չոր եղանակներին: Օդային ավազանի փոշով աղտոտման կարևոր գործոն են հանդիսանում նաև կիսաքանդ և վթարային շենքերի ու շինությունների, շինարարական և կենցաղային աղբակույտերի առկայությունը, ինչպես նաև քաղաքային աղբի այրումը [3, 159]:

Մյուս կողմից Գյումրին տեղակայված է գոգահովիտում և ունի չոր կլիմայական պայմաններ, տեղի լանդշաֆտն աչքի է ընկնում հազվադեպ բուսականությամբ, տարածքին բնորոշ են նաև ուժեղ

քամիները, որը նույնպես լրացուցիչ բնական նպաստող գործոն է մթնոլորտի աղտոտման համար [159]:

Այսպիսով, նման մարդածին և բնական գործոնների համադրությունը կարող է ազդել քաղաքի ընդհանուր շրջակա միջավայրի վիճակի և մասնավորապես մթնոլորտի որակի վրա, բարձրացնելով մթնոլորտային փոշու, ինչպես նաև ասոցացված (կապված) ծանր մետաղների մակարդակները:

Գյուլմրի ք.-ի մթնոլորտային օդի պետական մոնիթորինգի իրականացվում է միակ պետական մոնիթորինգի համակարգի դիտակայանից ստացված տվյալներով [6]: Գնահատվում է 3 ցուցանիշով՝ փոշու, ազոտի և ծծմբի երկօքսիդների կոնցենտրացիաներով [5]: Համաձայն հրապարակված տվյալների փոշու բաշխվածությունը ըստ տարիների (2006-2015թթ.) բերված է նկար 4-ում:



Նկար 4. Գյուլմրի քաղաքի փոշու միջին տարեկան կոնցենտրացիաների գերազանցումները սահմանային թույլատրելի նորմերի նկատմամբ՝ տարբեր տարիներին [5]

Ընդհանուր առմամբ, քաղաքի մթնոլորտային օդում 2012-2015 թթ.-ի ընթացքում գրանցվել են գերազանցումներ փոշու միջին ամսեկան կոնցենտրացիաների նորմերից. մասնավորապես 2015թ. փոշու միջին ամսեկան կոնցենտրացիաները գերազանցում են նորմերը 1.8-2.1 անգամի սահմաններում: Մինչդեռ, ՀՀ բնակավայրերի մթնոլորտային օդի փոշու մ սահմանված միանվագ ՍԹԿ-ն կազմում է 0.15 մգ/մ^3 և զգալի ցածր են, քան ըստ քաղաքի ազգաբնակչության քանակի հաշվարկված Φ ոնը՝ 0.4 մգ/մ^3 [14]: Այսինքն, ի տարբերություն մակերևույթային ջրերի, մթնոլորտային օդի աղտոտվածության

գնահատման համար է կոլոգիական նորմաներ չեն կիրառվում և, հետևաբար, հրապարակված փոշու գերազանցման դեպքերը հստակեցման կարիք ունեն:

Նույն եզրակացությունը չի կարելի տարածել սկսած 2009 թ.-ից ակտիվ նմուշառման եղանակով մթնոլորտային օդի փորձանմուշներում ծծմբի երկօքսիդի և ազոտի երկօքսիդի կոնցենտրացիաների որոշման արդյունքների վրա, քանի որ դրանց նորման և ֆոնը համարյա նույնն են: Արդյունքում, դրանց կոնցենտրացիաների գերազանցում մինչև 2013թ.-ը չի գրանցվում, իսկ 2013 և 2014 թթ.-ին գերազանցել է միայն ծծմբի երկօքսիդի համար՝ 1.6-ական [5]:

Այսպիսով, Գյումրի ք.-ի տարածքում առկա է մթնոլորտային օդի աղտոտման մարդածին և բնական գործոնների բարդ համալիր: Մթնոլորտային օդի աղտոտման մակարդակի մեջ կարևորագույն դեր ունեն նաև օդերևութաբանական բարդ պայմանները՝ ինվերսիոն պրոցեսները ձմռան ընթացքում: Օդի անթրոպոգեն աղտոտման աղբյուրներից ըստ կարևորության կարելի է նշել շինարարությունը, ավտոտրանսպորտը, արտադրությունը:

Մթնոլորտի փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակները գնահատելիս կարևոր է մի քանի մեթոդների միաժամանակյա կիրառումը և համադրումը, որը թույլ կտա հետազոտությունից ստանալ ամբողջական տեղեկատվություն: 1988 թ.-ի ավերիչ երկրաշարժից հետո առաջին անգամ, 2013 թ.-ին իրականացվել է Գյումրի ք.-ի օդային ավազանի փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտվածության գնահատում՝ ներառելով աղտոտվածության մակարդակի գնահատումը, փոշու և ասոցացված (կապված) ծանր մետաղների տարածական բաշխվածության բացահայտումը, բնակչության առողջական ռիսկի գնահատումը՝ քաղաքային ծառերի տերևները կիրառելով որպես փոշու և ծանր մետաղների ֆիտոմոնիթորներ [159]:

3.2. Գյուղի քաղաքի օդային աղաձանի փոշու և ծանր մետաղներով աղտոտման գնահատման արդյունքներ և դրանց վիճակագրական վերլուծություն

Փոշու պարունակության, ծանրաբեռնվածության և ծանր մետաղների գումարային ծանրաբեռնվածության վիճակագրական նկարագրական տվյալները բերված են աղյուսակ 4-ում, որից երևում է, որ դիտարկված տարրերի միջին արժեքները մեծ են մեդիանից: Վերջինս հաստատում է տվյալների ոչ նորմալ բաշխվածությունը. սաապացուցվում է նաև Շապիրո-Վիլկոտեի արդյունքներով (աղ. 5): Համաձայն Շապիրո-Վիլկոտեի արդյունքների (աղ. 5, նկ. 5) փոշու ծանրաբեռնվածության և փոշու պարունակության լոգտրանսֆորմացված արժեքները ունեն նորմալ բաշխվածություն [152]:

Մթնոլորտային օդում փոշու պարունակության և փոշու ծանրաբեռնվածության ինդեքսների միջև նշանակալի կոռելյացիա չի դիտվել: Փոշու ծանրաբեռնվածության և ծանր մետաղների գումարային ծանրաբեռնվածության միջև դիտվել է նշանակալի կոռելյացիա ($r = 0.894$, $p = 0.01$): Նշանակալի դրական կոռելյացիա գրանցվել է նաև փոշում ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության և փոշում ծանր մետաղների գումարային մասնաբաժնի միջև:

Աղյուսակ 4

Փոշու ծանրաբեռնվածության և փոշու պարունակության արժեքների նկարագրական վիճակագրական տվյալները

ցուցանիշներ	միջին	մեդիան	նվազագույն	առավելագույն	SD	ախմետիա
Փոշու պար., մգ/մ³	0.224	0.163	0.035	0.962	0.208	2.579
Փոշու ծանր., կգ/կմ² օր.	188.910	119.955	0.167	482.576	148.677	1.076
ՄՍ ծանր., կգ/կմ² օր.	7.606	3.535	0.007	35.525	10.298	2.115

Աղյուսակ 5

Շապիրո-Վիլկոտեի թեստի վիճակագրական բաշխվածության արդյունքները փոշու ծանրաբեռնվածության և փոշու պարունակության համար

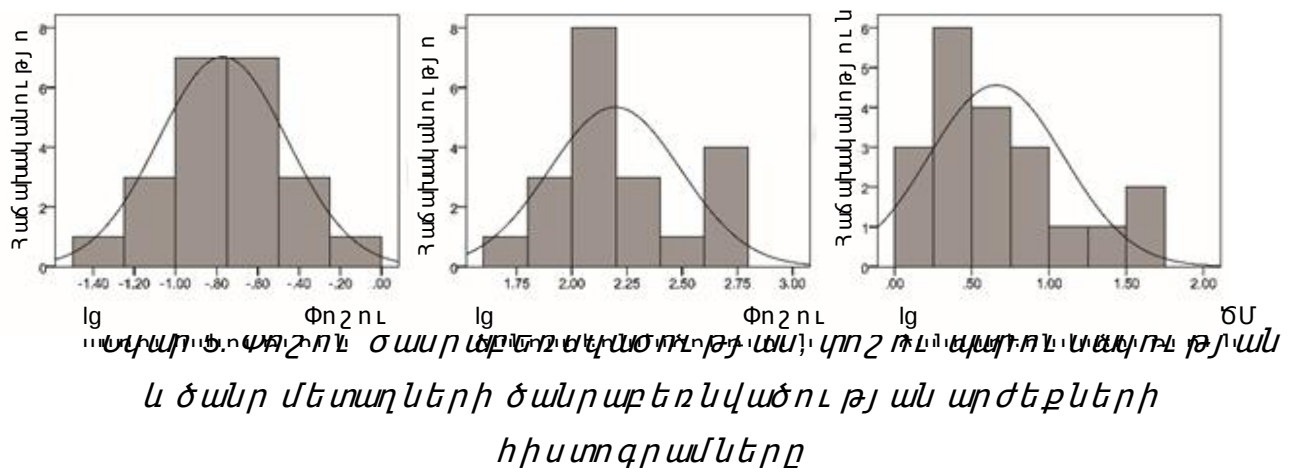
Ցուցանիշ	վիճակագրություն	df	Սիգ., $p < 0.05$
Փոշու պարունակություն	0.692	22	0.000
Լց_փոշու պարունակություն	0.961	22	0.508
Փոշու ծանրաբեռնվածություն	0.796	21	0.001

lg_ՓոշոՒ ծանրաբեռնվածություն	0.920	21	0.101
ՃՄ_ծանրաբեռնվածություն	0.638	21	0.000
lg_ՃՄ_ծանրաբեռնվածություն	0.909	21	0.061

Տերմների փոշում Cd չի հայտնաբերվել, այդ իսկ պատճառով այն չի ընդգրկվել տվյալների հետագա մշակման գործընթացում: Փոշում հետազոտված մյուս ծանր մետաղների պարունակությունները ունեն տատանման լայն սահմաններ: Այս դեպքում ևս միջինը գերազանցել է մեդիանի արժեքը (աղ. 6): Նորմալ բաշխվածություն հայտնաբերվել է Ni և Cr-ի դեպքում, մինչդեռ հետազոտված մյուս տարրերը դրսևորում են լոգնորմալ բաշխվածություն (Նկ. 6):

Նշանակալի կոռելյացիա է գրանցվել մետաղների մեծ մասի կոնցենտրացիաների և հայտնաբերված բոլոր ծանր մետաղների, բացառությամբ Mo, գումարային ծանրաբեռնվածության միջև (աղ. 7): Վերջինս կարող է բացատրվել փոշում տվյալ տարրի ցածր կոնցենտրացիաներով:

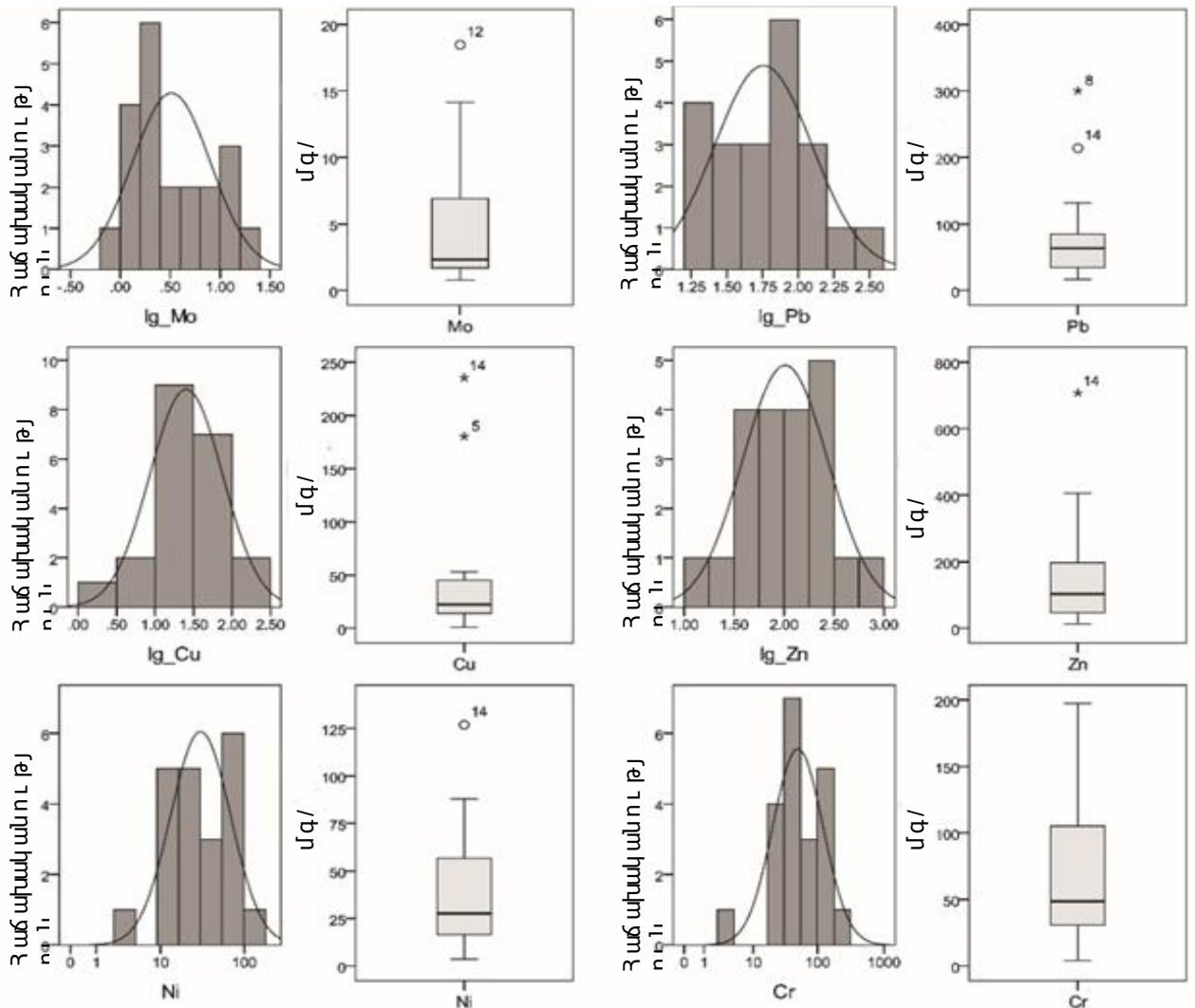
Փոշում առանձին տարրերի պարունակությունների նշանակալի կոռելյացիան մատնանշում է (աղ. 6), որ Գյումրի ք.-ի տարածքում առկա է ծանր մետաղների մեկ գերակշռող աղբյուր կամ բազմատարր արտանետումով միջարժեք աղբյուրներ:



Աղյուսակ 6

Փոշում ծանր մետաղների պարունակությունների և լոգալ ֆոնի արժեքների նկարագրական վիճակագրությունը (ա%-ներով, բ-մգ/կգ-ով)

Վալերական N	Mo	Pb	Ni	Cr	Cu	Zn
	21	21	21	21	21	21
Միջին ^բ	4.882	77.274	40.761	68.337	43.688	158.309
Մեդիան ^բ	2.336	63.510	27.626	48.575	22.390	102.630
SD ^բ	4.855	69.383	30.982	52.544	57.283	162.124
Ասիմետրիա	1.615	2.108	1.261	1.142	2.727	2.215
Ասիմետրիայի ստանդարտ շեղում	0.501	0.501	0.501	0.501	0.501	0.501
Էքսցեսիա	1.994	4.917	1.489	0.690	7.204	5.950
Էքսցեսիայի ստանդարտ սխալ	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972
Նվազագույն ^բ	0.780	16.576	3.600	4.053	1.250	11.910
Առավելագույն ^բ	18.464	300.205	126.876	197.538	235.380	707.180
Շեղման գործակից ^ա	99.447	89.788	76.009	76.890	131.118	102.410
Ֆոն ^բ	2.000	23.200	31.300	13.600	39.000	100.000



Նկար 6. Փոշու մ ծանր մետաղների պարունակությունների և ոգարիթմած արժեքներով կազմված բոքսալ ոտերը և հիստոգրամները

Ծանր մետաղների ընդհանուր ծանրաբեռնվածության և փոշու մ ՇՄ-ների կոնցենտրացիաների Պիրսոնի կոռելյացիան

ՇՄ	ՇՄ ծանրաբեռ	Mo	Pb	Ni	Cr	Cu
Mo	0.310	1	—	—	—	—
Pb	0.622**	0.241	1	—	—	—
Ni	0.702**	0.69**	0.766**	1	—	—
Cr	0.666**	0.675**	0.820**	0.980**	1	—
Cu	0.822**	0.329	0.388	0.657**	0.552**	1
Zn	0.818**	0.500*	0.742**	0.870**	0.860**	0.714**

կոռելյացիան նշանակալի է *0.05 և **0.01 մակարդակներում

3.3. Փոշու պարունակություն և փոշու ծանրաբեռնվածության մակարդակները

Գյուլմրի ք.-ի տարածքում փոշու ծանրաբեռնվածությունն ըստ ծառաբույսերի տերևների մակերեսին կուտակված փոշու ուսումնասիրության բերված է աղյուսակ 8-ում: Հենակետերի մեծ մասում (նկ. 7) (16 նմուշ՝ 76%) գրանցվել է փոշու ծանրաբեռնվածության ցածր մակարդակ (<250 կգ/կմ² օրական), նմուշների մոտ 14%-ում (3 նմուշ) ծանրաբեռնվածության միջին մակարդակ (273.9-446.1 կգ/կմ² օրական) և 10%-ում (2 նմուշ) դիտվել է փոշու ծանրաբեռնվածության բարձր մակարդակ (473-482.6 կգ/կմ² օրական): Փոշու միջին ծանրաբեռնվածությունը կազմել է 188.9 կգ/կմ² օրական, որը համապատասխանում է աղտոտման ցածր մակարդակին: Ծանրաբեռնվածության ամենաբարձր մակարդակը դիտվել է քաղաքի հյուսիսարևմտյան հատվածում (GM-12 հենակետում): Նվազագույն ծանրաբեռնվածությունը գրանցվել է քաղաքի կենտրոնական հատվածում (GU-20 հենակետում):

Գյուլմրիի մթնոլորտային օդի անմիջական նմուշահավաքի արդյունքում ստացված փոշու պարունակությունները բերված են նկար 9-ում: Փոշու պարունակությունը տատանվել է 0.035-ից մինչև 0.962, միջինում 0.224 մգ/մ³: Նվազագույն պարունակության դեպքում, գերազանցում ՍԹԿ [14] արժեքների նկատմամբ չի գրանցվել: Միջին պարունակությունները գերազանցում են օրական միջին ՍԹԿ (0.15 մգ/մ³) 1.5 անգամ, առավելագույն պարունակությունը օրական միջին ՍԹԿ-ն գերազանցում է 6.4 անգամ, իսկ առավելագույն միանվագ ՍԹԿ-ն

(0.5 մգ/մ³) 1.9 անգամ: 12 նմուշներում, փոշու պարունակությունները (0.16-ից մինչև 0.96 մգ/մ³) գերազանցում են միջին օրական ՍԹԿ-ն, և 2-ում (0.52-0.96 մգ/մ³)՝ առավելագույն միանվագ ՍԹԿ-ն (նկ. 9):

Ծառատեսակների փոշեկուտակման արժեքները բերված են նկար 8-ում: Ինչպես երևում է բերված տվյալներից, ռոբինիա կեղծակացիայի (*R. Pseudoacacia* L.), ընկուզենու (*J. regia* L.) և բարդու (*P. nigra* L.) տերևների մակերեսին կուտակված փոշու զանգվածները տատանվում են բավականին լայն սահմաններում: Մինչդեռ թխկի հացենատերևի (*A. negundo* L.), թեղի մանրատերևի (*U. parvifolia* L.) համար գրանցված փոշեկուտակման նվազագույն և առավելագույն արժեքներն ավելի մոտ են իրար, սակայն նախկինում իրականացված հետազոտության արդյունքները փաստում են, որ նշված ծառատեսակների փոշեկուտակման հատկությունները քանակապես համեմատելի են, իսկ տարբեր տեսակներին պատկանող ծառաբույսերի կիրառումը փոշու ծանրաբեռնվածություն և հետազոտությունների համար մեթոդապես արդարացված է [20, 40]:

Օդում փոշու պարունակության և փոշու ծանրաբեռնվածության կոռելյացիոն վերլուծության արդյունքները ցույց տվեցին, որ փոշու ծանրաբեռնվածության և փոշու պարունակության միջև դիտվել է ոչ նշանակալի բացասական կոռելյացիա ($r = -0,33$) (նկ. 10):

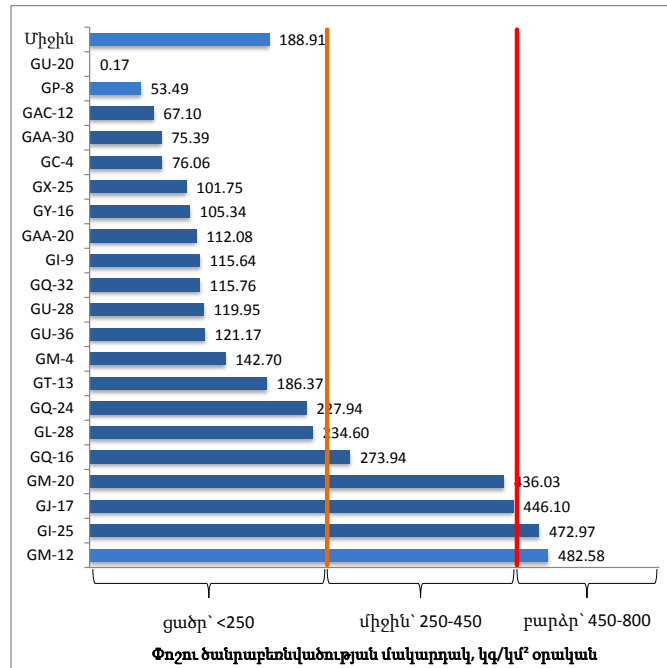
Փոշու ծանրաբեռնվածության և փոշու պարունակության տարածական բաշխվածության քարտեզները (նկ. 11) ցույց են տալիս, որ մթնոլորտային փոշու առավելագույն պարունակությունների դաշտը ընդգրկում է քաղաքի արևելյան, հարավ-արևելյան հատվածները:

Աղյուսակ 8

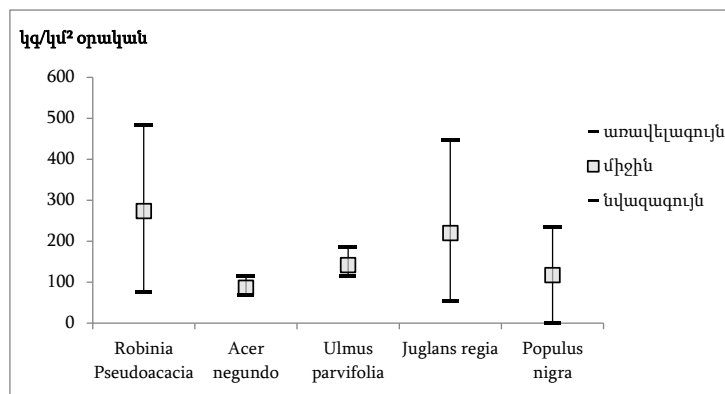
Փոշու ծանրաբեռնվածությունը Գյումրի քաղաքի տարածքում, ըստ առանձին ծառաբույսերի տերևների մակերեսին կուտակման

Նմուշարկման հեռավորություն	Տեսակ	Փոշու ծանրաբեռնվածություն, կգ/կմ ² օրական
GL-28	Բարդի սև	234.60
GU-20		0.17
GJ-17		446.10
GP-8	Ընկուզենի հուսական	53.49
GQ-16		273.94
GY-16		105.34

GAA-20	Թեղի հարթ	112.08
GM-4	Թեղի մանրատերև	142.70
GQ-32		115.76
GT-13		186.37
GU-36		121.17
GAC-12		67.10
GC-4	Թխկի հացենատերև	76.06
GI-9		115.64
GAA-30		75.39
GI-25	Ռոբինիա կեղծակացիա	472.97
GM-12		482.58
GM-20		436.03
GQ-24		227.94
GU-28		119.95
GX-25		101.75
Նվազագույն		0.17
Առավելագույն		482.58
Միջին		188.91



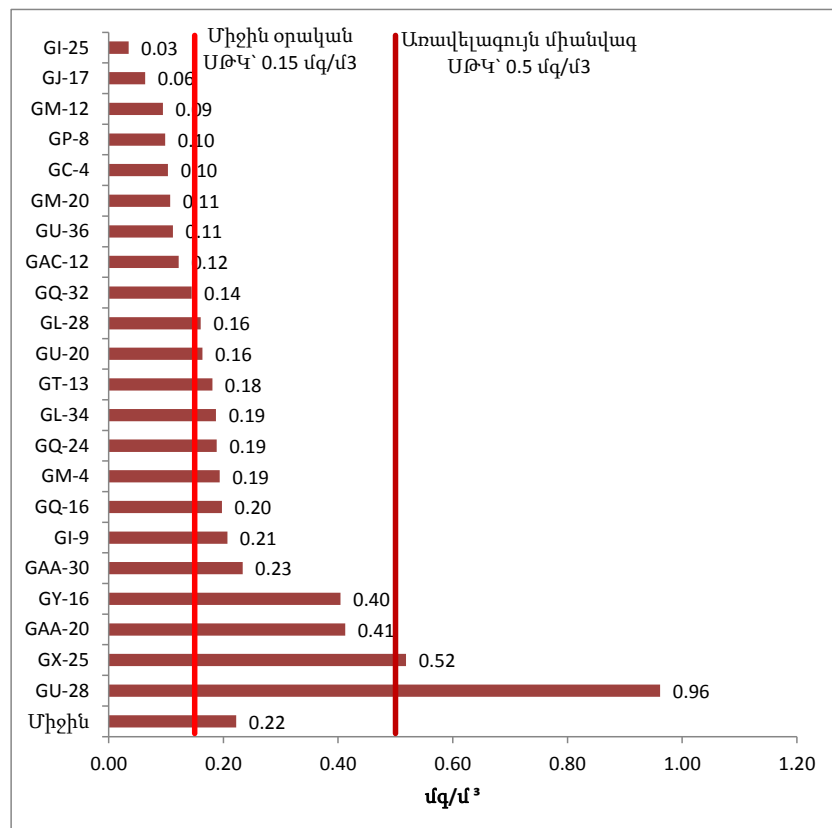
Նկար 7. Փոշու ծանրաբեռնվածության մակարդակը Գյուլի մրի քաղաքի տարածքում



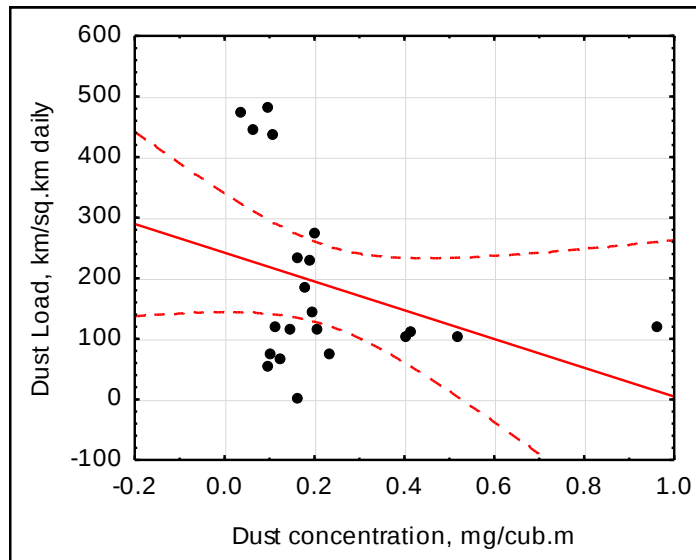
Ծանուցում. Հորիզոնական գծով պատկերված են նվազագույն և առավելագույն արժեքները, ուղղահայաց գծով՝ արժեքների տատանման սահմանները, քառակուսով պատկերված է ընտրանքի միջինը:

Նկար 8. Տարբեր տեսակների փոշու տակման արժեքների տատանման սահմանները ընտրանքներում և դրանց միջինը

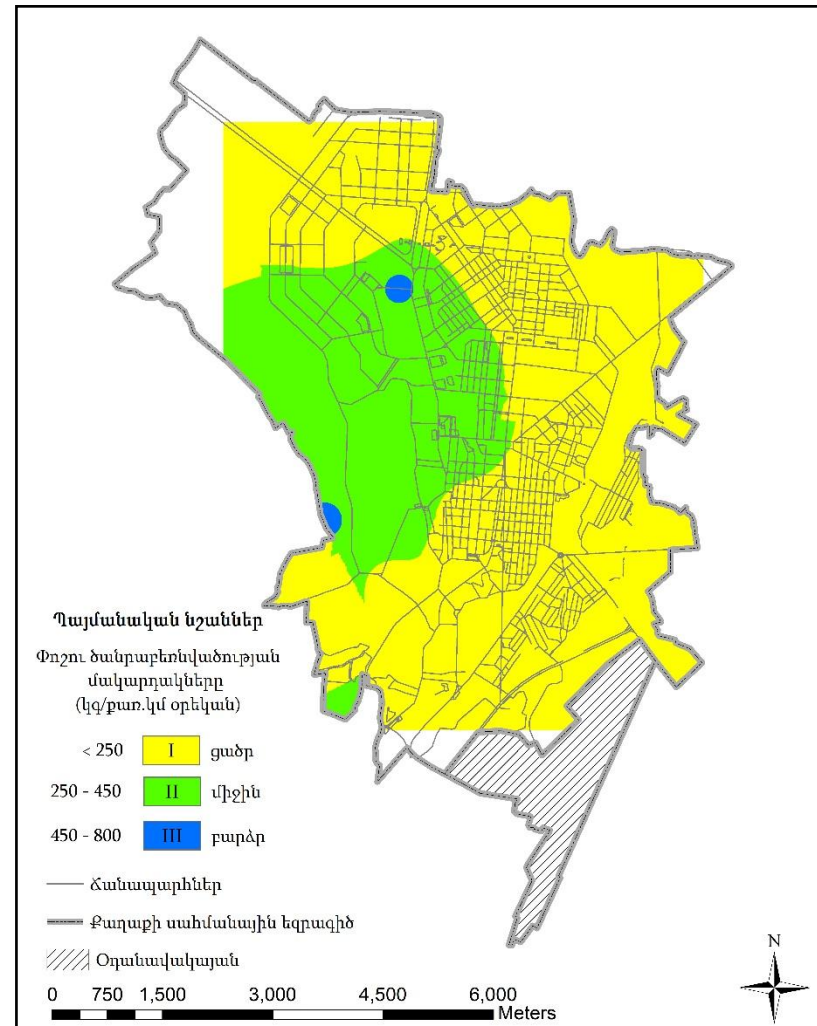
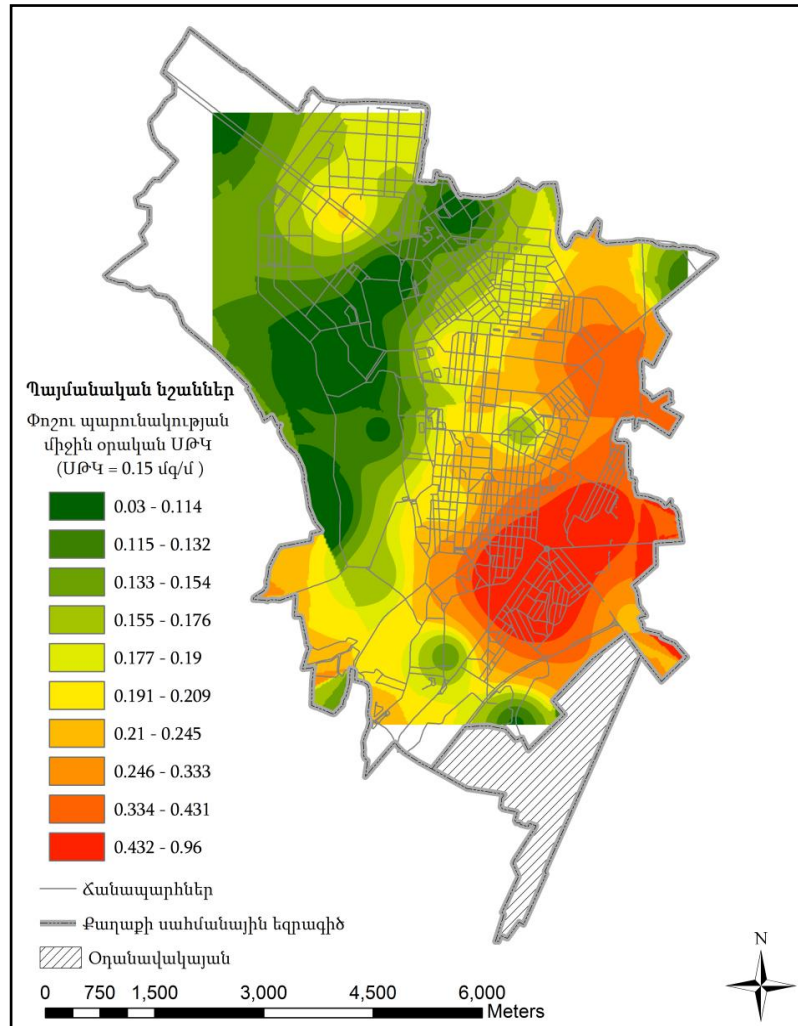
Ինչ վերաբերվում է փոշու ծանրաբեռնվածության տարածական բաշխվածությանը, ապա այս դեպքում, փոշու ծանրաբեռնվածության միջին մակարդակի դաշտը տարածականորեն տեղակայված է քաղաքի արևմտյան հատվածում և իր սահմաններում ներառում է փոշու ծանրաբեռնվածության բարձր մակարդակի երկու լոկալ բնույթի դրսևորումներ: Փաստացի, գրանցված փոշու ծանրաբեռնվածություն և փոշու պարունակությունն բացասական կոռելացիան պարզորեն երևում է տարածական բաշխվածությունում: Հատկանշական է, որ հիմնականում փոշու ծանրաբեռնվածությունը ցածր է քաղաքի հյուսիսային և հարավային հատվածներում, և փոշու պարունակությունը չի գերազանցում ՍԹԿ:



Նկար 9. Փոշու պարունակությունը Գյուլի քաղաքի տարածքում



Նկար 10. Փոշու ծանրաբեռնվածությունը և փոշու պարունակությունը միջև առկա կոռելյացիա



Նկար 11. Գյ ու մրի ու մ փոշ ու պար ու նակ ու թյ ան (ձ ախ) և փոշ ու ծանրաբեռնված ու թյ ան (աջ)
մակարդակներ

Փոշին բերվում է քաղաք հյուսիսից հյուսիս-արևելք գերակայող քամիների միջոցով [1, 26], քաղաքի սահմաններում վերաբաշխվում և հիմնականում նստում է քաղաքի արևմտյան և կենտրոնական հատվածներում: Գյումրիի մնացած հատվածում, փոշին մնում է օդում կախված՝ դրանով հանդիսանալով առողջական բարձր ռիսկի գործոն տեղի բնակչության համար:

Գյումրի ք.-ում փոշու պարունակության նմանատիպ բաշխումն ամենայն հավանականությամբ պայմանավորված է քաղաքում առկա ինչպես բնական, այնպես էլ անթրոպոգեն աղբյուրներով և գործոններով: Քաղաքի փոշով աղտոտման բազմաթիվ աղբյուրների առկայության և փոշեկլանիչ կանաչ տարածքների նվազման պայմաններում քաղաքի փոշով աղտոտման համար լրացուցիչ նպաստավոր գործոն են հանդիսանում ամբողջ տարվա կտրվածքով տարբեր ուղղություններով փչող բավականին ուժեղ քամիները (հյուսիսային և հյուսիս-արևմտյան գերակայող ուղղություններով [1, 26]), որոնք ոչ միայն նստած փոշին բարձրացնում են վեր, այլ նաև ցրում այն քաղաքի տարածքով մեկ [159]:

3.4. Ճանր մետաղների պարունակությունները ծառերի տերևների փոշում

Ծառերի տերևների փոշում որոշվել են հետևյալ տարրերը՝ Mo, Cd, Pb, Ni, Cr, Cu, Zn: Cd-ից բացի դիտարկվող տարրերը հայտնաբերվել են բոլոր նմուշներում (աղ. 9) [159]:

Տարրերի նվազագույն պարունակությունները չեն գերազանցում ֆոնը և ՍԹԿ-ն: Pb, Ni, Cr, Cu, Zn-ի առավելագույն պարունակությունները գերազանցում են թե՛ ֆոնը (աղ. 9, 10), թե՛ ՍԹԿ-ն (աղ. 9, 11): Mo-ի առավելագույն պարունակությունը տերևների փոշում գերազանցում է միայն ֆոնը: Հետազոտված տարրերի միջին պարունակությունները գերազանցում են ֆոնը (աղ. 9, 10), իսկ ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցում գրանցվել է միայն Pb-ի միջին պարունակության համար (աղ. 9, 11):

Cu, Ni, Zn, Mo, Pb և Cr-ի պարունակությունները գերազանցում են լոկալ երկրաքիմիական ֆոնը 7, 10, 11, 13, 18 և 20-ական

նմուշներում համապատասխանաբար: Cu-ի դեպքում գերազանցումները տատանվում են 1.1-6.0, Ni-ի դեպքում 1.1-4.1, Zn-ի դեպքում՝ 1.0-7.1, Mo-ի դեպքում՝ 1.1-9.2, Pb-ի՝ դեպքում՝ 1.0-12.9, Cr-ի դեպքում՝ 1.3-14.5 տիրույթում, իսկ միջինում գերազանցում են համապատասխանաբար՝ 2.4, 2.1, 2.6, 3.5, 3.8 և 5.3 անգամ (Նկ. 12):

Տերևների փոշում ծանր մետաղների պարունակություններով կազմված երկրաբիմիական շարքերը վկայում են, որ առաջնային աղտոտիչներ են հանդիսանում Cr և Pb-ը (աղ. 10) միջին և առավելագույն պարունակությունների համար:

Աղյուսակ 9

Ծանր մետաղների պարունակությունները (մգ/կգ) տերևների փոշում

Նմուշ առման հեռավորություն	Mo	Cd	Pb	Ni	Cr	Cu	Zn
<i>Ցնկ</i>	2	0.114	23.2	31.3	13.6	39	100
ՍԹԿ [13]	132	2	65	80	90	132	220
GAA-20	1.50	<0.023	<u>131.56</u>	27.63	<u>48.46</u>	38.75	67.50
GAA-30	<u>2.34</u>	<0.023	<u>34.05</u>	23.78	<u>38.51</u>	9.12	45.33
GAC-12	<u>2.14</u>	<0.023	<u>85.10</u>	<u>36.04</u>	<u>56.38</u>	<u>45.00</u>	<u>140.00</u>
GC-4	<u>2.33</u>	<0.023	<u>63.51</u>	<u>47.89</u>	<u>69.45</u>	<u>45.67</u>	83.10
GI-25	<u>10.62</u>	<0.023	<u>78.92</u>	<u>72.00</u>	<u>109.08</u>	<u>180.18</u>	<u>300.30</u>
GI-9	<u>4.91</u>	<0.023	<u>105.23</u>	<u>56.79</u>	<u>110.61</u>	<u>51.82</u>	<u>197.30</u>
GJ-17	1.89	<0.023	<u>45.58</u>	16.27	<u>22.39</u>	20.10	67.36
GL-28	<u>4.12</u>	<0.023	<u>300.21</u>	<u>87.91</u>	<u>175.28</u>	11.89	<u>406.12</u>
GM-12	1.76	<0.023	17.42	3.60	4.05	22.39	11.91
GM-20	<u>3.37</u>	<0.023	<u>31.95</u>	16.45	<u>30.84</u>	16.19	46.27
GM-4	<u>3.48</u>	<0.023	<u>40.02</u>	<u>35.15</u>	<u>51.05</u>	<u>52.87</u>	72.27
GP-8	<u>18.46</u>	<0.023	<u>59.21</u>	<u>79.56</u>	<u>130.64</u>	1.25	<u>240.80</u>
GQ-16	1.40	<0.023	<u>65.94</u>	27.09	<u>46.32</u>	28.63	<u>255.00</u>
GQ-24	<u>11.05</u>	<0.023	<u>213.91</u>	<u>126.88</u>	<u>197.54</u>	<u>235.38</u>	<u>707.18</u>
GQ-32	1.24	<0.023	18.84	15.65	<u>25.64</u>	9.41	45.33
GT-13	1.23	<0.023	<u>35.17</u>	18.21	<u>18.32</u>	34.27	25.12
GU-20	<u>14.14</u>	<0.023	<u>73.12</u>	<u>55.70</u>	<u>105.07</u>	19.41	<u>149.03</u>
GU-28	0.78	<0.023	16.58	9.80	<u>18.90</u>	14.03	<u>137.77</u>
GU-36	<u>6.92</u>	<0.023	<u>117.88</u>	<u>58.39</u>	<u>89.96</u>	<u>44.73</u>	<u>102.63</u>
GX-25	1.69	<0.023	<u>23.50</u>	15.45	<u>38.01</u>	13.99	40.90
GY-16	<u>7.15</u>	<0.023	<u>65.08</u>	25.76	<u>48.58</u>	22.37	<u>183.26</u>
<i>Նվազագույն</i>	0.78	–	16.58	3.60	4.05	1.25	11.91
<i>Առավելագույն</i>	<u>18.46</u>	–	<u>300.21</u>	<u>126.88</u>	<u>197.54</u>	<u>235.38</u>	<u>707.18</u>
<i>Միջին</i>	<u>4.88</u>	–	<u>77.27</u>	<u>40.76</u>	<u>68.34</u>	<u>43.69</u>	<u>158.31</u>

Ճանուցում. ՍԹԿ ըստ [13], «<0.023»՝ ցածր է սարքի հայտնաբերման շեմից, կապույտ գույնով նշված և ընդգծված են այն պարու նակույթ ու նները, որոնք գերազանցում են ֆոնը, կարմիրով նշված պարու նակույթ ու նները գերազանցում են նաև ՍԹԿ:

Աղյուսակ 10

Տերևների փոշու մ ծանր մետաղների առավելագույն և միջին երկրաբիմիական շարքերը

Պարունակույթ ու ն	Երկրաբիմիական շարքեր	Աղտոտման ինտենսիվույթ ու ն
Առավելագույն	$Cr_{(14.5)} - Pb_{(12.9)} > Mo_{(9.2)} - Zn_{(7.1)} - Cu_{(6.0)} - Ni_{(4.1)}$	48.9
Միջին	$Cr_{(5.0)} - Pb_{(3.3)} - Mo_{(2.4)} - Zn_{(1.6)} - Cu_{(1.3)} - Ni_{(1.1)}$	9.8

Ճանուցում. փակագծերում բերված են տարրերի առավելագույն և միջին պարունակույթ ու նների գերազանցումները ֆոնի նկատմամբ:

20 նմուշների համար կազմված առանձին երկրաբիմիական շարքերը նույնպես վկայում են, որ այս 2 տարրերը հանդիսանում են առաջնային աղտոտիչներ, քանի որ վերջիններս գլխավորում են բոլոր երկրաբիմիական շարքերը, բացառությամբ GY-16 նմուշի (Cr-ը 15-ում, Pb-ը 4-ում, իսկ 1-ում գլխավորում են միասին): Իսկ GY-16 նմուշի համար կազմված շարքում առաջնային աղտոտիչներ են հանդիսացել Mo-ը և Cu-ը գերազանցելով ֆոնը 3.6 անգամ: Ընդհանուր առմամբ 2013թ.-ի ամռանը քաղաքային փոշին բնութագրվել է թույլ ինտենսիվությամբ հանդես եկող երկրաբիմիական շարքով, առավելագույն ինտենսիվությամբ աչքի է ընկել GQ-24 նմուշը, որը տեղակայված է քաղաքի կենտրոնական հատվածում:

Գյուլմրի ք.-ի տերևների փոշու մ հետազոտությու նների արդյունքների համաձայն հետազոտված յոթ ծանր մետաղներից ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ են գրանցվել հինգ տարրերի համար՝ Pb, Zn, Cu, Cr և Ni (նկ. 13):

Աղյուսակ 11

Տերևների փոշու մ ծանր մետաղների միջին և առավելագույն սանիտարահիգիենիկ շարքերը

Պարունակույթ ու ն	Սանիտարահիգիենիկ շարքեր	ԿՐՑ [13]
-------------------	-------------------------	----------

Առավելագույն	$Pb_{(4.6)}-Zn_{(3.2)}-Cr_{(2.2)}-Cu_{(1.8)}-Ni_{(1.6)}$	13.5
Միջին	$Pb_{(1.2)}$	3.5

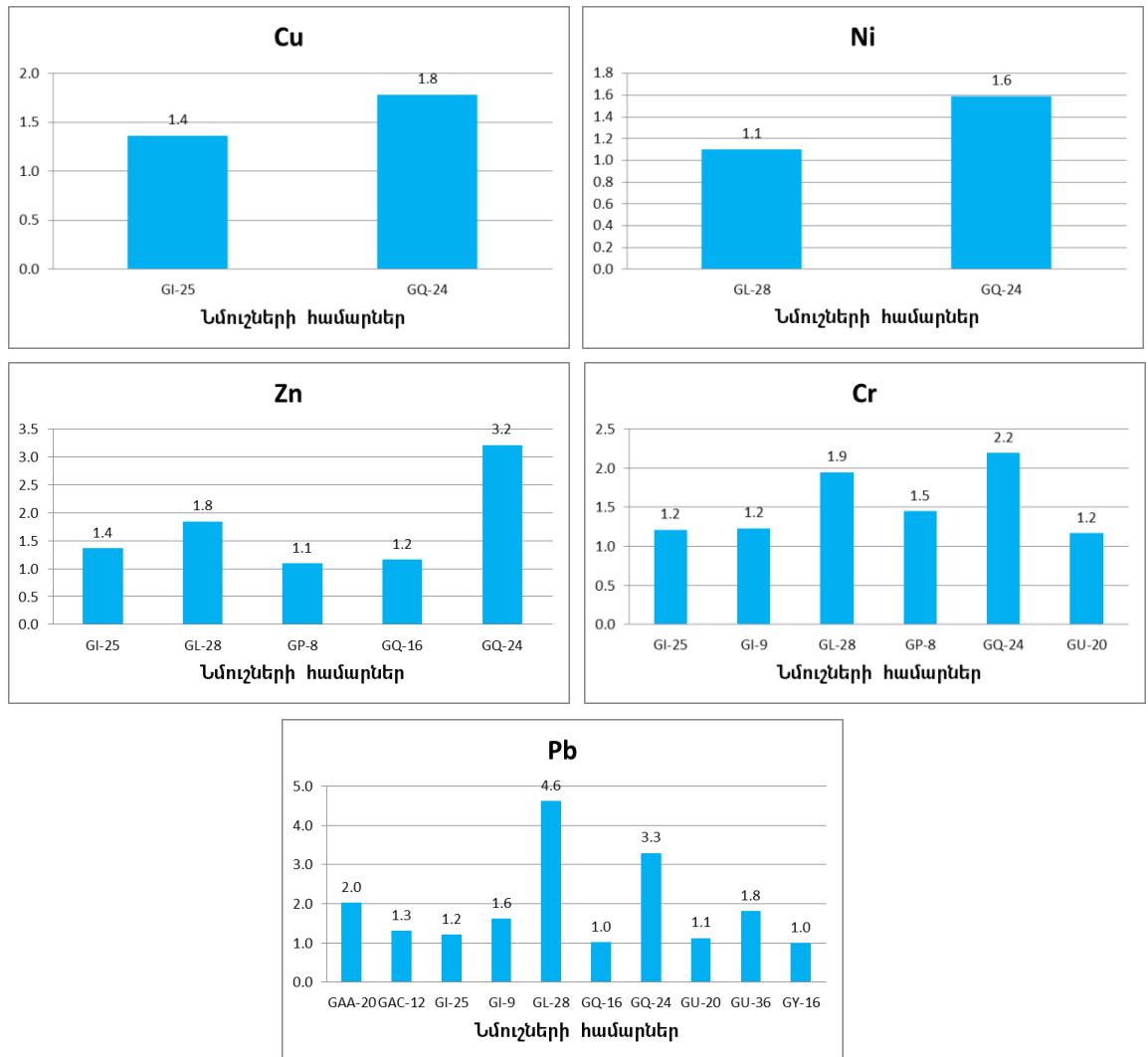
Ծանոթություն. փակագծերում բերված են տարրերի առավելագույն և միջին պարունակությունների գերազանցումները ՍԹԿ նկատմամբ:

Cu-ը և Ni-ը ՍԹԿ-ն գերազանցում են 2-ական նմուշներում համապատասխանաբար 1.4, 1.8 և 1.1, 1.6 անգամ: Zn-ը, Cr-ը և Pb-ը ՍԹԿ-ն գերազանցում են համապատասխանաբար 5, 6 և 10 նմուշներում, իսկ գերազանցումները տատանվում են 1.1-3.2, 1.2-2.2 և 1-4.6 սահմաններում (նկ. 13):



Նկար 12. Հետազոտված տարրերի գերազանցու մները ֆոնի նկատմամբ

Mo-ի պարունակությունները ՍԹԿ չեն գերազանցում, իսկ Cd-ի պարունակությունները փոշում չեն գերազանցում անալիտիկ սարքավորման հայտնաբերման շեմերը: Ըստ սանիտարահիգիենիկ նորմերի, Գյումրի ք.-ի տարածքի փոշու առաջնային աղտոտիչ է հանդիսանում Pb-ը (աղ. 11):



Նկար 13. Հետազոտված տարրերի գերազանցու մները ՍԹԿ նկատմամբ

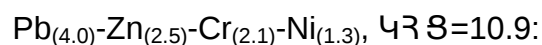
Ծառերի տերևների փոշում ծանր մետաղների ինտեգրալ գնահատման համար հաշվարկված Աղտոտման գումարային գործակիցների (ԱԳԳ) արժեքները տատանվում են 1.9-46.4 սահմաններում, ընդ որում GM-12-ում փոշում ծանր մետաղների պարունակությունները չեն գերազանցել երկրաբիմիական ֆոնը

(ԱԳԳ=0): ԱԳԳ միջին արժեքը կազմում է 10.8, որը համապատասխանում է աղտոտման ցածր մակարդակին: ԱԳԳ-ի համեմատաբար բարձր արժեքների գրանցվել են քաղաքի կենտրոնական և հյուսիս-արևմտյան հատվածներում, իրար մոտ տեղակայված նմուշարկման կետերում (Նկ. (14 ձևի)): Գործող, լքված արդյունաբերական ձեռնարկությունների և աղբերի կույտերի մոզակի բաշխվածությունն ամբողջ քաղաքի տարածքում թույլ չտվեց նույնականացնել մթնոլորտային տաքացման մետաղների ստացիոնար աղբյուրներ: ԱԳԳ բոլոր արժեքները համապատասխանում են փոշու ծանր մետաղներով աղտոտվածության ցածր մակարդակին (ԱԳԳ<64):

Գյուլմրի ք.-ի փոշու բազմատարր աղտոտման սանիտարահիգիենիկ գնահատականը տրվել է համաձայն ԿՅՑ արժեքների՝ հողերի համար ՀՀ ենթաօրենսդրական ակտով նախատեսված հինգաստիճան սանիտարական համաձայն [13], քանի որ փոշում տարրերի պարունակությունների գնահատման համար նմանատիպ սանիտարական մշակված չէ: ԿՅՑ արժեքը տատանվում է 0.6-12.15 սահմաններում: Միջինում ԿՅՑ արժեքը կազմում է 3.55, որը համապատասխանում է թույլատրելի մակարդակին: Տերևների փոշու 19 նմուշներում գրանցվել է աղտոտման մակարդակ՝ թույլատրելի, որի սահմաններում ԿՅՑ-ի արժեքը չի գերազանցում 8 միավոր (Նկ. 15): Երկու նմուշներում՝ GQ-24 և GL-28 գանցվել է բազմատարր աղտոտման ցածր մակարդակ (ԿՅՑ՝ 8-16 միավոր):

Ինչպես երևում է Գյուլմրի ք.-ի փոշու բազմատարր աղտոտման սանիտարահիգիենիկ քարտեզից, որը բերված է նկար 15-ում, ըստ ԿՅՑ-ի արժեքների քաղաքի տարածքում ձևավորվում են աղտոտման երկու մակարդակների դաշտեր:

Ումակարդակի՝ ցածր աղտոտման դաշտը տեղակայվում է քաղաքի կենտրոնում՝ «Սլոբոդկա» թաղամասի տարածքում, ինչպես նաև հարավ-արևմտյան մասում՝ մասնակիորեն զբաղեցնելով «Պատվոբլուր» թաղամասի տարածքը: Դաշտի սահմաններում միջին սանիտարահիգիենիկ շարքերի հետևյալ տեսքը.

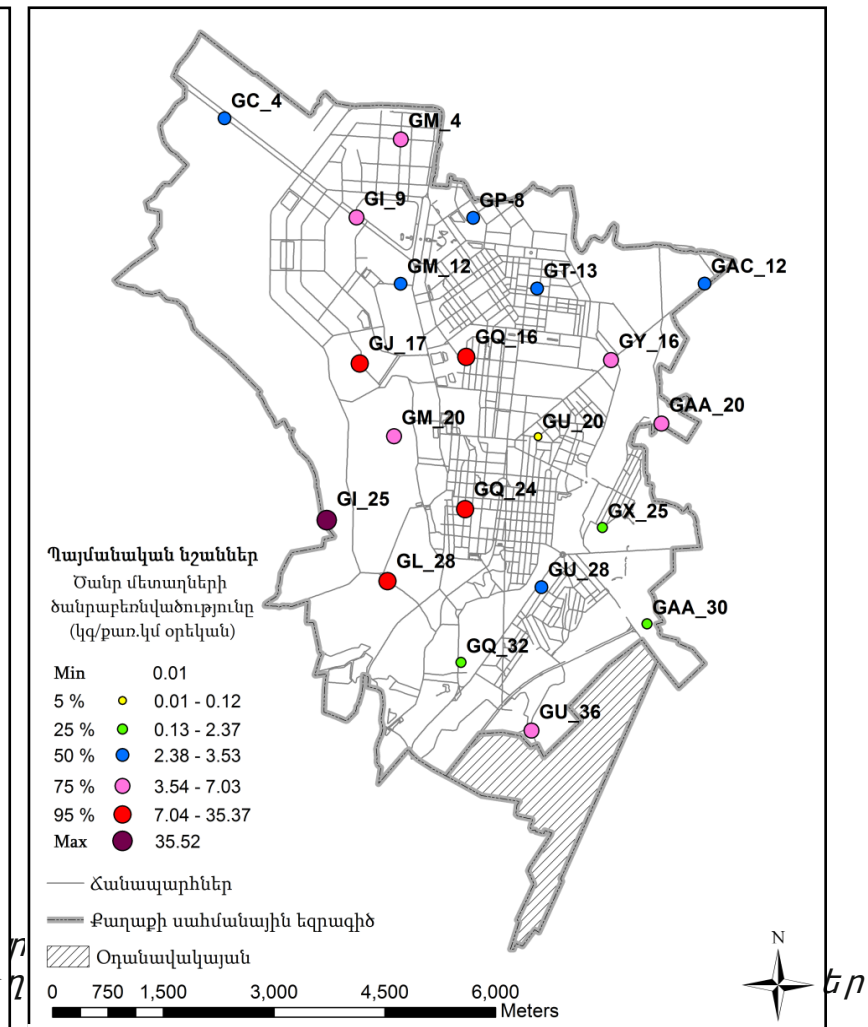
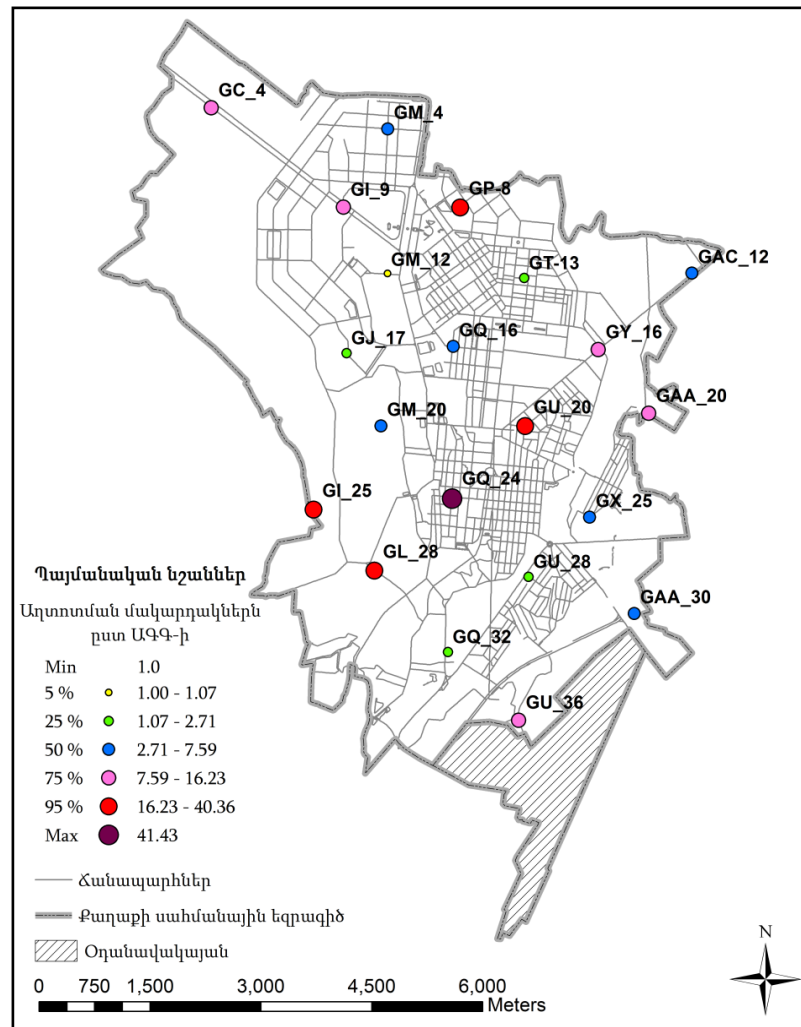


Ումակարդակի դաշտը գերակայում է քաղաքի տարածքում: Այս

դաշտի սահմաններում տարրերի միջին պարունակությունների գերազանցումներ ՍԹԿ նկատմամբ չեն գրանցվել :

Տերևների փոշում առանձին ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածությունը տատանվել է Zn-ի համար 0.003–16.80, Cu-ի համար 0.0004–8.76, Pb-ի՝ 0.001–7.06, Cr-ի՝ 0.002–5.37, Ni-ի՝ 0.001–3.54, և Mo-ի համար 0.0002–0.52 կգ/կմ² օրական :

Ծանր մետաղների գումարային ծանրաբեռնվածության (նկ. 14 (աջ)) առավելագույն մասնաբաժինը պատկանում է Zn-ին (27–70%). միջին գումարային ծանրաբեռնվածության մեջ Zn-ի մասնաբաժինը 44% է : Պետք է նշել նաև, որ ծանր մետաղների գումարային ծանրաբեռնվածության մեջ Pb-ի նշանակալի մասնաբաժնի մասին՝ 7–37%, միջինը՝ 17.1%:



Հետազոտված մյուս ծանր մետաղների մասնաբաժինները կանոնավոր նվազում են: Ծանր մետաղների գումարային ծանրաբեռնվածությունում նվազագույն մասնաբաժինը պատկանում է Mo-ին՝ մինչև 3.3%, միջինում՝ 1% (Նկ. 16):

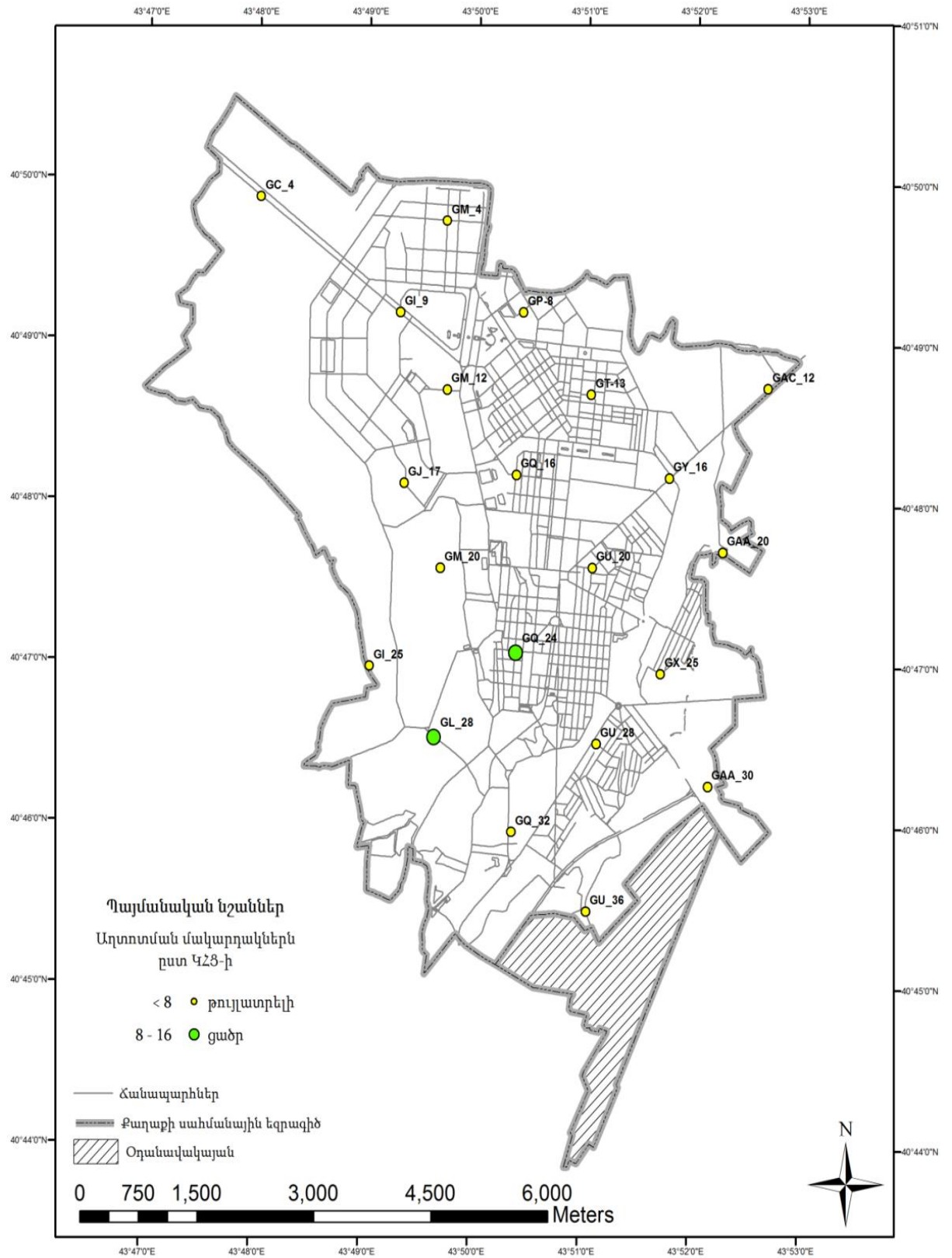
Գյումրի [159] և Երևան [54, 55, 157] քաղաքների մթնոլորտում փոշու ծանրաբեռնվածության մակարդակների համեմատումից կարելի է տեսնել, որ եթե Գյումրիում գերակայում է փոշու ծանրաբեռնվածության ցածր մակարդակը՝ նմուշների 76%, ապա Երևանում գերակայում են փոշու ծանրաբեռնվածության միջին և բարձր մակարդակները՝ համապատասխանաբար նմուշների՝ 32 և 48%-երում: Ինչպես նաև հարկ է նշել, որ ի տարբերություն Գյումրի, Երևանի տարածքում մեկ հենակետում գրանցվել է նաև փոշու ծանրաբեռնվածության չափազանց բարձր մակարդակ:

Անդրադառնալով երկու քաղաքների մթնոլորտային փոշում ծանր մետաղների պարունակությունների ՍԹԿ և ֆոնի նկատմամբ գերազանցումներին [54, 55, 157, 159], պետք է նշել, որ Երևան քաղաքի փոշին աչքի է ընկնում ավելի ինտենսիվ աղտոտվածությամբ: Տարբեր են նաև գերակա և առաջնային աղտոտիչները: Եթե Երևանի փոշում միջինում երկրաբաժնիական տեսանկյունից գերակա աղտոտիչներն են Mo, Cd և Hg-ը, ապա Գյումրիում՝ Cr, Pb-ը: Սանիտարահիգիենիկ տեսանկյունից Երևանի փոշում միջինում որպես առաջնային աղտոտիչ հանդես են եկել Cd, Mo-ը, իսկ Գյումրիի փոշում՝ Pb-ը: Անհրաժեշտ է նշել, որ նշված համեմատությունը լիարժեք լինելու համար կարիք ունի ավելի խորը ուսումնասիրման:

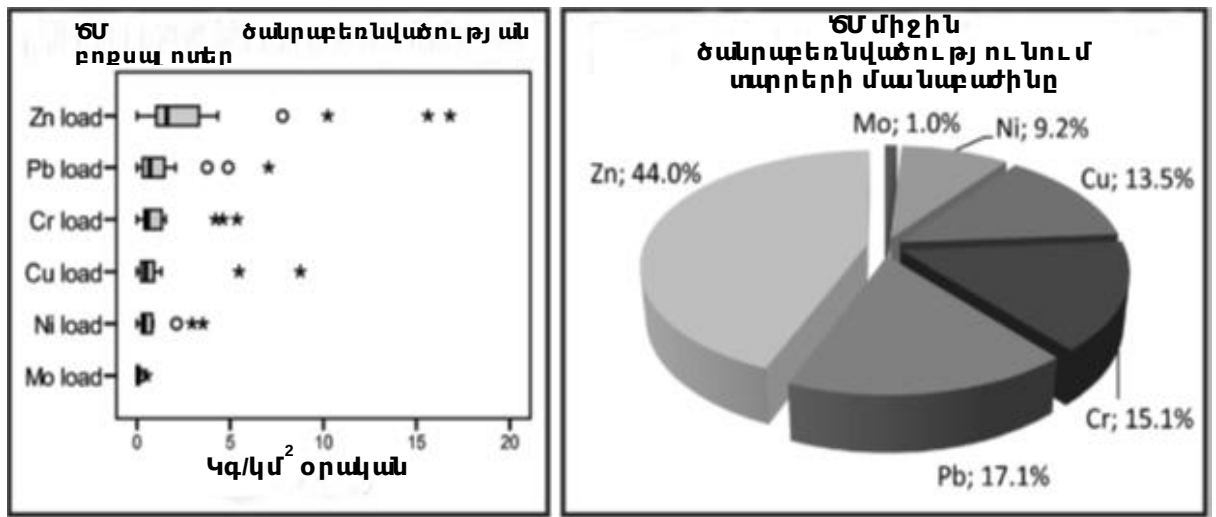
3.5. Տերևների փոշում ծանր մետաղներից առողջական ռիսկի գնահատում

Բացի այն, որ քաղաքային ծառերը ի շնորհիվ իրենց փոշեկուտակիչ հատկությունների, հանդիսանում են մթնոլորտային օդի ֆիլտրեր և ֆիտոմոնիթորներ, որոնց կիրառմամբ հնարավոր է որոշել փոշու ծանրաբեռնվածությունը, փոշում եղած ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածությունը և պարունակությունները, այս ցուցանիշներին տալ

երկրաբանական և սանիտարահիգիենիկ գնահատական, դրանք կարող են կիրառվել նաև բնակչության համար մթնոլորտի աղտոտման առողջական ռիսկերի գնահատման համար: Հաշվարկվել փոշու ծանր մետաղների քաղցկեղածին և ոչ քաղցկեղածին ռիսկերը:



Նկար 15. Գյ ու մ ը թ ք աղ աք ի փոշ ու ԿՀՑ կ ե տ ա յ ի ն ա թ ժ ե ք ն ե թ ի տ ս ր ա ծ ա ր ա շ խ մ ա ն ք ա Ր տ ե գ



Նկար 16. Փոշու մետաղների ծանրաբեռնվածությունը և միջին ծանրաբեռնվածությունը և միջին ծանրաբեռնվածությունը և միջին ծանրաբեռնվածությունը

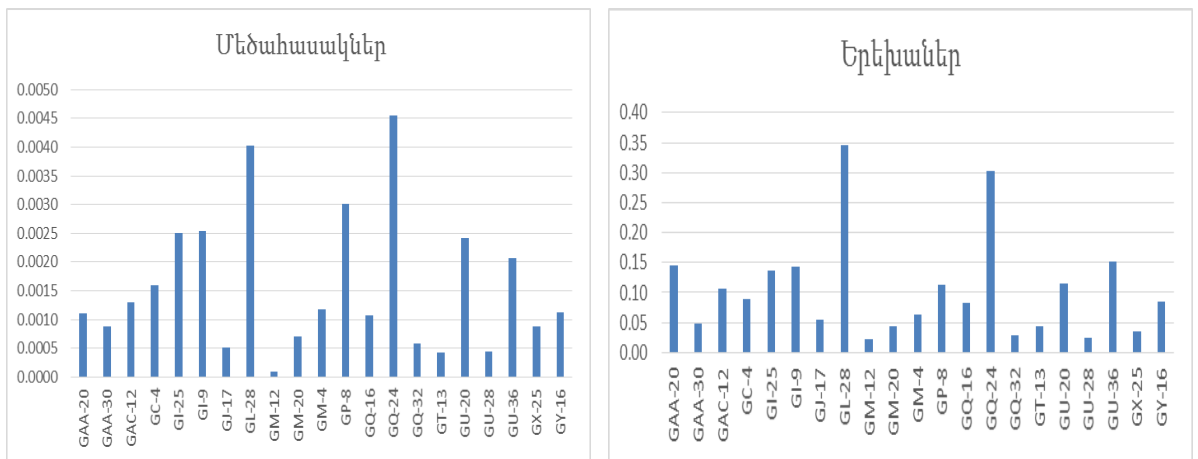
Ռեֆերենս դոզայի (RfD) արժեքները (Հավելված աղյուսակ 6), որոնք ընկած են ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման հիմքում վերցվել են Ռիսկերի Գնահատման Տեղեկատվական Կենտրոնից [148]: Pb-ի համար գոյություն ունի չունի օրալ RfD արժեք, ուստի կիրառվել է ՀԱԿ (WHO)-ի խմելու ջրերի որակների համար նախատեսված ուղեցույցներից [105]: Կլանման և շնչառական ուղիների դեպքում, կիրառվել են օրալ քրոնիկ RfD_{ing} և ինհալացիոն (RfC) ռեֆերենս պարունակությունների արժեքները (հավելված աղյուսակ 6)՝ համաձայն ընդունված բանաձևի [148, 176], վերափոխված մգ/կգ օրական չափման միավորի: Zn և Mo-ի դեպքում, ՌԳՏԿ-ը չի սահմանում RfC արժեքներ, այդ իսկ պատճառով օգտագործվել է համապատասխան օրալ քրոնիկ RfD_{ing} արժեքները:

Ենթադրվում է, որ ինհալացիոն ինչպես նաև կլանման ուղիների դեպքում, փոշու մասնիկների հետ կապված թունավոր տարրերը կարող են համանման առողջական խնդիրների առաջացման պատճառ հանդիսանալ [177]: ՌԳՏԿ-ում բացակայում է դերմալ RfD արժեքները, փոխարենը, բոլոր տարրերի դեպքում, մենթ օգտագործել ենք օրալ քրոնիկ RfD_{ing} արժեքները՝ բազմապատկելով համապատասխան ստամոքս-աղիքային ուղղու գործակցով [148, 176]:

Ստացված ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման արդյունքները բերված են աղ. 12-ում: Թե՛ մեծահասակները, թե՛ երեխաները չեն

գտնվում ոչ քաղցկեղածին առողջական ռիսկի ազդեցության տակ ($HI > 1$), ինչ պես բազմատարր և այնպես էլ առանձին ծանր մետաղների բազմուղի ազդեցության դեպքում (աղ. 12 և նկ. 17):

Երեխաների համար, հետազոտված մետաղների մեկ մետաղից բազմուղի HI միջին արժեքները ներկայացվում են՝ $Pb > Cr > Ni > Cu > Mo > Zn$, իսկ մեծահասակների համար հետևյալ՝ $Pb > Cr > Ni > Cu > Mo > Zn$ նվազող շարքերով: Ընդհանուր ռիսկի դեպքում հիմնական ազդեցության ուղին կլանումն է, որին հաջորդում է մաշկային ուղին: Ինչպե՞ս ազդում են ուղղու դերը մյուս ուղիների



համեմատանշան է:

Նկար 17. Մեծահասակների և երեխաների բազմատարր ռիսկի HI արժեքները

Cr-ի և Ni-ի քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման համար, անհրաժեշտ է կիրառել ՌԳՏԿ-ի SF և IUR արժեքները [148]: Քաղցկեղածին ռիսկի հաշվարկման արդյունքները ցույց տվեցին, որ Ni-ի դեպքում քաղցկեղածին ռիսկ չի գրանցվել: Քաղցկեղածին ռիսկ առկա է միայն Cr-ի դեպքում կլանման ուղուց 15 նմուշում (68 %), որը պատկանում է ցածր մակարդակին ($>10^{-6}$): 1) բոլոր կիրառված գործակիցները սահմանված են ԱՄՆ քաղաքացիների համար, 2) հաշվի չեն առնված փոշու մասնիկի չափերը և ներթափանցման արագությունը: Չնայած այս փաստից, նկարագրված մոդելի կիրառումը օգնել է մեզ ստանալ ավելի լավ պատկերացում Գյումրու բնակիչների հնարավոր առողջական ռիսկերի մասին:

Ամփոփելով, Գյումրի ք.-ի մթնոլորտային օդի փոշու և ծանր մետաղներով աղտոտման տարբեր մեթոդներով իրականացված

հետազոտությունների արդյունքները՝ անհրաժեշտ է նշել, որ սարքավորումային և այլ ընտրանքային (ֆիտմոնիթորներ) հետազոտման մեթոդների համադրությունը թույլ տվեց բացահայտել Գյուլմրի ք.-ի տարածքում փոշու և առցանցված ծանր մետաղների բաշխվածության առանձնահատկությունները և գնահատել սեղի բնակչության առողջական ռիսկը: Հետազոտության արդյունքները ցույց տվեցին, որ փոշու պարունակությունները 12 նմուշում (57%) գերազանցում են միջին օրական և 2 նմուշում առավել ագույն միանվագ ՍԹ-ն:

16 նմուշում գրանցվել է փոշու ծանրաբեռնվածության ցածր (53.49 – 234.6 կգ/կմ² օրական), 3-ում միջին (273.9– 446.1 կգ/կմ² օրական), և 2-ում բարձր (473–482.6 կգ/կմ² օրական) մակարդակ: Առկա է փոշու ծանրաբեռնվածության և փոշու պարունակության լոգստանսֆորմացված արժեքների բացասական կոռելյացիա որը հաստատվում է նաև փոշու ծանրաբեռնվածության և փոշու պարունակության տարածական բաշխվածությամբ: Առավել ագույն մթնոլորտային փոշու պարունակությունները գրանցվել են թաղամասերում, որոնք գտնվում են արևելքում և հարավ-արևելքում, մինչդեռ փոշու ծանրաբեռնվածության բարձր արժեքների բաշխվածությունը ընդգրկում է քաղաքի արևմտյան հատվածը:

Pb, Zn, Cu, Cr, Ni և Mo-ի միջին պարունակությունները գերազանցել են երկրաբիմիական ֆոնը: Փոշում առաջնային աղտոտիչներն են Cr, Mo և Pb-ը: Միջին պարունակությունների դեպքում ՍԹ-ն գերազանցել է միայն Pb-ը (1.2 անգամ): Վերջինս սանիտարահիգիենիկ 7 շարքերում (63 %) հանդիսանում է առաջնային աղտոտիչ: Մեկական շարքում որպես առաջնային աղտոտիչ հանդես են եկել Cu-ը և Zn-ը, իսկ 2 նմուշում Cr-ը:

Ըստ ԱԳԳ արժեքների բոլոր նմուշները համապատասխանում են փոշու ծանր մետաղներով աղտոտվածության ցածր մակարդակին (ԱԳԳ<64): Փոշում ծանր մետաղների գումարային ծանրաբեռնվածության զգալի մասնաբաժինը պարկանում է Zn և Pb:

Փոշու աղբյուր հանդիսացող գործող, լքված արդյունաբերական ձեռնարկությունների և աղբերի կոլյտերի

**Խճանկարային բաշխվածությունը ամբողջ քաղաքի տարածքում
թույլ է ի տպիս նույնականացնել մթնոլորտ արտանետող ծանր
մետաղների անշարժ աղբյուրներ:**

Ոչ քաղցկեղածին ռիսկ փոշու մաշկածանր մետաղների կլանումից

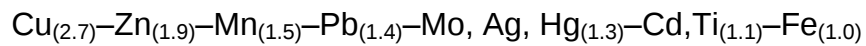
		Pb		Mo		Zn		Cu		Ni		Cr	
		Երեխա	մեծ.	Երեխա	մեծ.	Երեխա	մեծ.	Երեխա	մեծ.	Երեխա	մեծ.	Երեխա	մեծ.
HQ _{4L}	նվազ.	1.56E-02	1.67E-03	5.13E-04	5.50E-04	1.31E-04	1.40E-05	1.03E-04	1.10E-05	5.92E-04	6.34E-05	7.40E-04	7.93E-05
	առավ.	2.82E-01	3.02E-02	1.21E-02	1.30E-03	7.75E-03	8.30E-04	1.93E-02	2.07E-03	2.09E-02	2.23E-03	3.61E-02	3.87E-03
	միջին	7.26E-02	7.87E-03	3.21E-03	3.44E-04	1.73E-03	1.86E-04	3.59E-03	3.85E-04	6.70E-03	7.18E-04	1.25E-02	1.34E-03
HQ _{մաշկ}	նվազ.	2.91E-04	4.44E-04	1.44E-06	2.19E-07	3.65E-07	5.58E-08	2.88E-07	4.39E-08	4.14E-05	6.32E-06	8.29E-05	1.27E-05
	առավ.	5.26E-03	8.04E-03	3.40E-05	5.19E-06	2.17E-05	3.31E-06	5.42E-05	8.27E-06	1.46E-03	2.23E-04	4.04E-03	6.17E-04
	միջին	1.35E03	2.07E-03	8.99E-06	1.37E-06	4.86E-06	7.42E-07	1.01E-05	1.54E-06	4.69E-04	7.16E-05	1.40E-03	2.13E-04
HQ ₂	նվազ.	4.35E-07	2.45E-07	1.43E-08	8.08E-09	3.65E-09	2.06E-09	2.87E-09	1.62E-09	1.29E-05	7.25E-06	2.17E-06	1.22E-06
	առավ.	7.88E-06	4.44E-06	3.39E-07	1.91E-07	2.17E-07	1.22E-07	5.41E-07	3.05E-07	4.53E-04	2.56E-04	1.06E-04	5.97E-05
	միջին	2.03E-06	1.14E-06	8.97E-08	5.06E-08	4.85E-08	2.73E-08	1.00E-07	5.66E-08	1.46E-04	8.21E-05	3.66E-05	1.34E-03
HI=ΣH _{Q_i}	նվազ.	1.59E-02	2.11E-03	5.14E-04	5.52E-05	1.31E-04	1.40E-05	1.03E-04	1.11E-05	6.46E-04	7.70E-05	9.32E-05	8.25E-04
	առավ.	2.87E-01	3.83E-02	1.22E-02	1.31E-03	7.77E-03	8.34E-04	1.94E-02	2.08E-03	2.28E-02	2.71E-03	4.54E-03	4.02E-02
	միջին	7.39E-02	9.85E-03	3.22E-03	3.45E-04	1.74E-04	1.87E-04	3.60E-03	3.86E-04	7.32E-03	8.72E-04	1.57E-03	1.39E-02
RFD _{4L} (մգ/կգ օր ⁻¹)		2.50E-03	—	5.00E-03	—	3.00E-01	—	4.00E-02	—	2.00E-02	—	3.00E-03	—
RfC ₂ (մգ/մ ³)		—	—	—	—	—	—	—	—	9.00E-05	—	—	—

Առողջական ռիսկի գնահատումը ցույց տվեց, որ հետազոտված տարրերը չեն առաջացնում ոչ քաղցկեղածին առողջական ռիսկ: Քաղցկեղածին ռիսկ առկա է միայն Cr-ի դեպքում կլ անման ուղղուց՝ 15 նմուշում, որը համապատասխանում է ցածր մակարդակին ($>10^{-6}$):

**ԳԼՈՒԽ 4. ԳՅՈՒՄԻ ՔԱՂԱՔԻ ՀՈՂԵՐՈՒՄ ԾԱՆՐ ՄԵՏԱՂՆԵՐԻ
ԷԿՈԼՈԳԱԵՐԿՐԱՔԻ ՄԻԱԿԱՆ ԵՎ ՍԱՆԻՏԱՐԱՅԻԳԻ ԵՆԻԿ
ՍՈԱՆՁՆԱՅ ԱՏԿՈՒ ԹՅՈՒՆՆԵՐԸ ԵՎ ՌԻՍԿԵՐԸ**

**4.1. Գյուլմրի քաղաքի հողերում մթնոլորտային աղբյուրների աղբյուրների
թյուրմիջավայրի միջավայրի գնահատում**

Գյուլմրի ք.-ի տարածքի հողերում գրեթե բոլոր տարրերի ֆոնային աղբյուրների թյուրմիջավայրի գերազանցում են երկրակեղևի վերին շերտում տարրերի միջին աղբյուրների թյուրմիջավայրի կլարկները [42, 161, 180] (աղ. 13): Ֆոնային արժեքների համեմատությամբ կլարկների հետ թույլ է տալիս առանձնացնել «բնական» երկրաքիմիական կարգադրումը նկարագրող շարքը.



գումարային ինտենսիվություն՝ 13.5:

As և Co-ի ֆոնային աղբյուրների թյուրմիջավայրի կլարկից ցածր են ավելի քան 1.5 անգամ: Ֆոնային աղբյուրների թյուրմիջավայրի չեն գերազանցում ՀՀ սահմանված ՍԹԿ-ները [9, 13]:

Գյուլմրի ք.-ի հողերում մթնոլորտային աղբյուրների թյուրմիջավայրի հիմնական վիճակագրական ցուցանիշները բերված են հավելվածի աղյուսակ 7-ում [42, 161]: Բերված տվյալները փաստում են, տարրերի նվազագույն աղբյուրների թյուրմիջավայրի չեն գերազանցում ֆոնը: Բոլոր տարրերի առավելագույն աղբյուրների թյուրմիջավայրի գերազանցում են ֆոնը:

Ընտրանքում արժեքների տատանման առավելագույն սահմաններով է բնութագրվում Ag, այնուհետև՝ Pb, Cd և Zn (նկ.18), այս մետաղները բնութագրվում են վարիացիայի գործակցի բարձր արժեքներով (221.8, 180.4, 119.5 և 119.1 համապատասխանաբար), ինչպես նաև քվարտիլների սահմաններում գտնվող արժեքների տատանման մեծ ամպլիտուդով (հավելված, աղ. 7), որը խոսում է աբնորմալ բաշխվածության մասին: Այս մասին փաստում է նաև ծալիք-Ուիլկինսոնի թեստը [151]: Այս ամենը փաստում է Գյուլմրի ք.-ում այս մետաղների մարդածին զգալի աղբյուրների առկայության մասին:

Ինչպես երևում է աղյուսակ 14-ից, առավելագույն աղբյուրների թյուրմիջավայրի երկրաքիմիական շարքը ներկայացված է 12

տարրով: Առաջնային աղտոտիչներ են հանդիսանում Pb և Cd-ը, որոնց հաջորդում են Ag և Zn-ը:

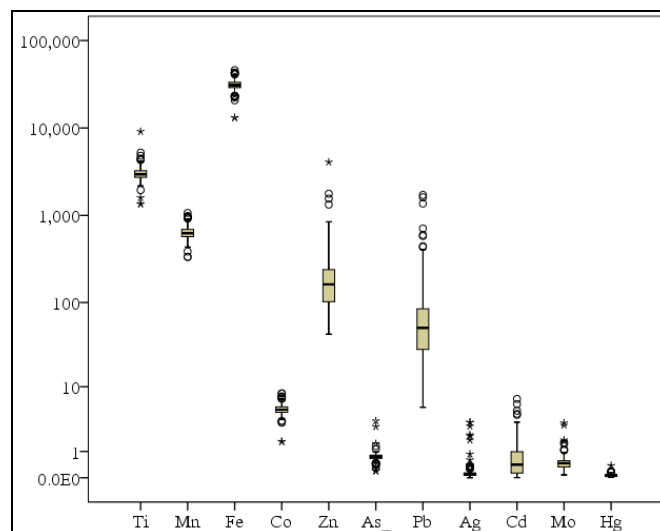
Մնացած տարրերի առավելագույն պարունակությունների գերազանցումները ֆոնի նկատմամբ (Kc) մեկ կարգով ավելի ցածր են: Այս տարրերի ընդհանուր մասնաբաժինն առավելագույն շարքի գումարային ինտենսիվության մեջ կազմում է 85.2%:

Աղյուսակ 13

Գյուլմրի քաղաքի հողերում տարրերի ֆոնային պարունակությունները, դրանց կլարկները և ՍԹԿ-ները (մգ/կգ)

Տարր	Ֆոն [42, 161]	ՍԹԿ [9, 13]	Կլարկ [180]
Hg	0.07	2.1	0.056
Ag	0.07	-	0.055
Cd	0.11	2	0.102
Mo	2.00	132	1.5
As	0.68	10	2
Co	5.00	50	11.6
Pb	23.20	65	17
Cu	39.00	132	14.3
Zn	100.00	220	52
Mn	805.50	1500	527
Ti	3381.0	-	3117
Fe	32379.4	-	30890

Ճանաչում. Կարմիրով նշված են կլարկը գերազանցող պարունակությունները,



Ճանաչում. Խորիզոնական գծով պատկերված են նվազագույն և առավելագույն արժեքները, ուղղահայաց գիծը բնութագրում է արժեքների տատանման սահմանները, ուղղանկյունները՝ 25% և 75% քվարտիլներն են (այն

սահմանները, որոնցում գտնվում է ընտրանքում արժեքների 95%-ը), ուղանկյունը բաժանող գիծը ընտրանքի մեդիանն է:

*Նկար 18. Ծանր մետաղների պարունակությունների
բաշխվածությունը ընտրանքներում*

Միջին երկրաբիմիական շարքը (աղ. 14) կազմում են 7 տարրեր, այս դեպքում արտահայտված առաջնային է դառնում Cd-ը, որի մասնաբաժինը շարքի գումարային ինտենսիվության մեջ 32.8 % է: Cd-ին են հետևում են Pb, Zn-ը:

Աղյուսակ 14

*Գյուլմրի ք.-ի հողերում ծանր մետաղների առավելագույն և
միջին պարունակություններով կազմված երկրաբիմիական շարքերը
և դրանց գումարային ինտենսիվությունը*

Պարունակություն	Երկրաբիմիական շարք	Գումարային ինտենսիվություն
Առավելագույն	Pb _(73.9) –Cd _(60.9) –Ag _(47.1) –Zn _(40.7) >Cu _(7.4) –Hg _(5.4) – As _(5.1) – Ti _(2.7) –Co _(1.7) –Mo _(1.6) –Fe _(1.4) –Mn _(1.3)	249.2
Միջին	Cd _(5.9) –Pb _(3.5) –Zn _(2.1) –Ag _(1.9) –Cu _(1.4) –Hg, As _(1.1)	17

Ծանուցում. փակագծերում բերված են տարրերի առավելագույն և միջին պարունակությունների գերազանցումները \$-ի նկատմամբ:

Հարկ է նշել, որ ուսումնասիրվել են նաև Գյուլմրի ք.-ի մակերևութային ջրերում ծանր մետաղներից Hg, Cd, Pb, Ni, Mo, Cu և Zn-ը: Նմուշառվել են քաղաքի տարածքով հոսող չորս հիմնական գետերը. Կումայրի, Ձորջուր, Ղորղոբի, և Ջաջուր ջրի նմուշներ, 2013թ.-ի օգոստոս ամսին: Ծանր մետաղների շարքերը և դրանց գումարային ինտենսիվությունը հաշվարկվել են ըստ Gw-4 դիտակետի, այսինքն որպես «\$-նային» ընտրվել է նշված դիտակետը (աղ. 15): Այն տարրերի համար, որոնց պարունակությունները Gw-4 դիտակետի ջրերում ցածր էին սարքի հայտնաբերման շեմից, որպես \$-ն ընդունվել է հայտնաբերման շեմի կեսը: Մեթոդական այս հնարքն ընդունված է երկրաբիմիական տվյալների գնահատման մեջ [31, 53, 158]:

Հետազոտման արդյունքները ցույց տվեցին որ քաղաքի տարածքով անցնելուց հետո գետերի ջրերում ի հայտ են գալիս Cd-ի և Pb-ի պարունակություններ, որոնք զգալիորեն գերազանցում են «\$-նը»: Սա այն դեպքում, երբ դրանց որոշ պարունակություններ

գրանցվել են քաղաք մտնելու հատվածից վերցված նմուշներում, բայց դուրս գալու հատվածից վերցված նմուշներում դրանց պարունակությունները ավելացել են: Մասնավորապես Կոմայրի գետի քաղաք մտնելու հատվածից վերցված նմուշում՝ Gw-1, հայտնաբերվել են Pb -ի, և Cd -ի պարունակություններ, բայց քաղաքի տարածքից վերցված նմուշում՝ Gw-6, որը վերցվել է Ձորջուրի հետ խառնման կետից դրանց պարունակությունները աճում են (Gw-1՝ $\text{Pb}_{(10.1)}\text{-Cd}_{(3.7)}$, Gw-6՝ $\text{Pb}_{(12.3)}\text{-Cd}_{(6.0)}$): Եվ սա այն դեպքում երբ Ձորջուրի վերին հատվածից վերցված նմուշում՝ Gw-5, չեն հայտնաբերվել ո՛չ Pb -ի, և ո՛չ էլ Cd -ի պարունակություններ:

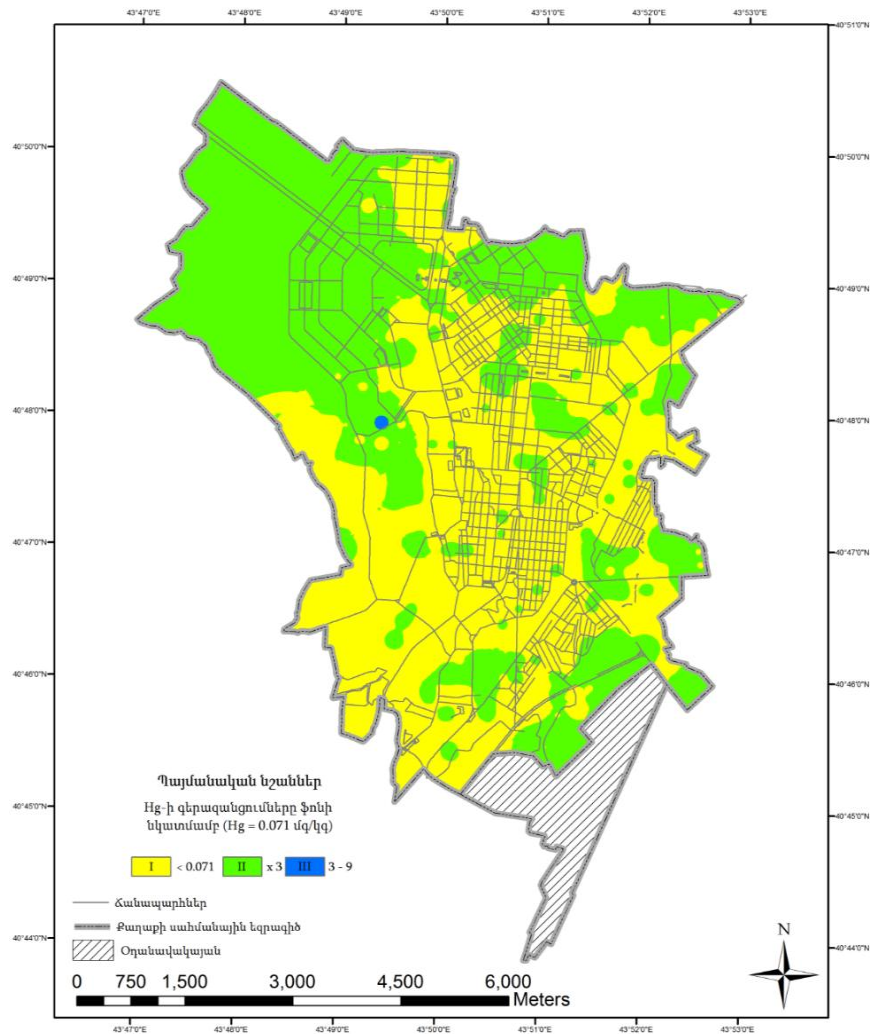
Աղյուսակ 15

Գյուլմրի քաղաքի գետերում ծանր մետաղների շարքերը և դրանց գույքային ինտենսիվությունը

Դիտվետ	Շարքեր	Գույքային ինտենսիվություն
Gw-1 Գ. Կոմայրի, քաղաքի մոտ	$\text{Ni}_{(30.7)}\text{-Pb}_{(10.1)}\text{-Zn}_{(3.9)}\text{-Cd}_{(3.7)}\text{-Cu}_{(1.2)}$	49.3
Gw-2 Գ. Կոմայրի, քաղաքի տարածք	$\text{Zn}_{(2.4)}$	2.4
Gw-3 Գ. Կոմայրի՝ գ. Ձորջուրի հետմիախառնվելուց առաջ	$\text{Pb}_{(2.5)}\text{-Zn}_{(1.1)}$	3.7
Gw-5 Գ. Ձորջուր՝ գ. Կոմայրիի հետմիախառնվելուց առաջ	$\text{Cu, Zn}_{(1.1)}$	3.1
Gw-6 Գ. Կոմայրի և Ձորջուրի միախառնման վայրը	$\text{Pb}_{(12.3)}\text{-Ni}_{(8.4)}\text{-Cd}_{(6.0)}\text{-Zn}_{(1.4)}\text{-Cu}_{(1.1)}$	29.2
Gw-7 Գ. Ղորղոբի՝ քաղաքի մոտ	$\text{Mo}_{(2.4)}\text{-Cu}_{(1.4)}\text{-Zn}_{(1.3)}$	5.1
Gw-8 Գ. Ղորղոբի՝ քաղաքի տարածք	$\text{Cd}_{(2.7)}$	3.3
Gw-9 Գ. Ջաջուռ՝ քաղաքի սահմանին մոտ, գ. Ղորղոբիի հետ միախառնվելուց հետո	$\text{Ni}_{(13.9)}\text{-Cd}_{(4.7)}\text{-Zn}_{(3.0)}\text{-Cu}_{(1.2)}$	22.7

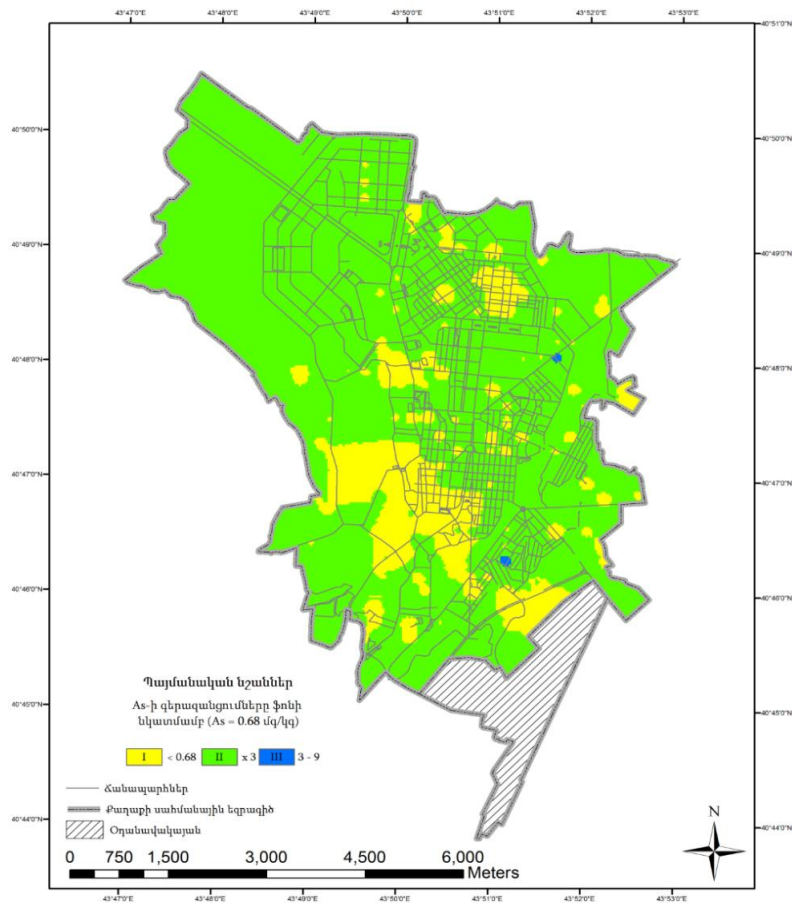
Նման պատկեր ունենք նաև, մյուս գետերի դեպքում: Մասնավորապես Ղոր Ղոբի գետի քաղաք մտնելու հատվածից վերցված նմուշում (Gw-7) Cd չի հայտնաբերվել, սակայն քաղաքի տարածքով անցնելուց և գ. Ջաջուռի հետմիախառնվելուց հետո Gw-9 նմուշում Cd -ի պարունակությունը ֆոնը գերազանցել է 4.7 անգամ: Սա խոսում է այն մասին, որ քաղաքի տարածքում առկան են Cd -ի և Pb -ի աղտոտման աղբյուրներ:

Հողերում առանձին տարրերի ու սումնասիրման համար կազմվել են ֆոնի նկատմամբ գերազանցումների տարածաբաշխման քարտեզներ: Սույն ենթագլխում քննարկվում է ուսումնասիրված տարրերի տարածաբաշխման առանձնահատկությունները: Վերլուծությանից դուրս են մնացել Co, Mo, Mn, Fe և Ti-ը, քանի որ վերջիններս ներկայանում են հիմնականում I և II մակարդակների, ոչ ինտենսիվ դաշտերով: Hg, As, Cu-ի պարունակությունները նույնպես ներկայանում են հիմնականում I և II մակարդակի դաշտերով, սակայն քաղաքի տարբեր հատվածներում առկա են լոկալ դրսևորմամբ III մակարդակի դաշտեր (Նկ. 19, 20, 21): Մասնավորապես, Hg-ի պարունակությունները ֆոնը գերազանցում են նմուշների 46%-ում (առավելագույնը՝ 5.4 անգամ, միջինը՝ 1.1), III մակարդակի դաշտում նիկետային ձևակառուցվածք և ձևավորվում է նմուշառման եզակի կետի շուրջը՝ քաղաքի արևմուտքում՝ Բուլվարային թաղամասի սահմաններում: Դաշտի զբաղեցրած մակերեսը 0.03 կմ^2 է՝ կազմելով ընդհանուր մակերեսի 0.07%-ը:



Նկար 19. Գյ ու մրի քաղաքի հողերում Hg-ի երկրաբանական կարգաչեղումների տարածքային բաշխումը

As-ի պարունակությունները ֆոնը գերազանցում են նմուշների 71.8%-ում (առավելագույնը՝ 3.5, միջինը՝ 1.1 մնգամ): Ու մակարդակի դաշտը ներկայացված է 2 կետային ձևակառուցվածքով կարգաչեղումով՝ քաղաքի արևելքում և հարավում՝ Պողոստան և Նորական բնակելի թաղամասերի տարածքներին առնչված: Դաշտի մակերեսը՝ 0.04 կմ², քաղաքի տարածքի՝ 0.01%:

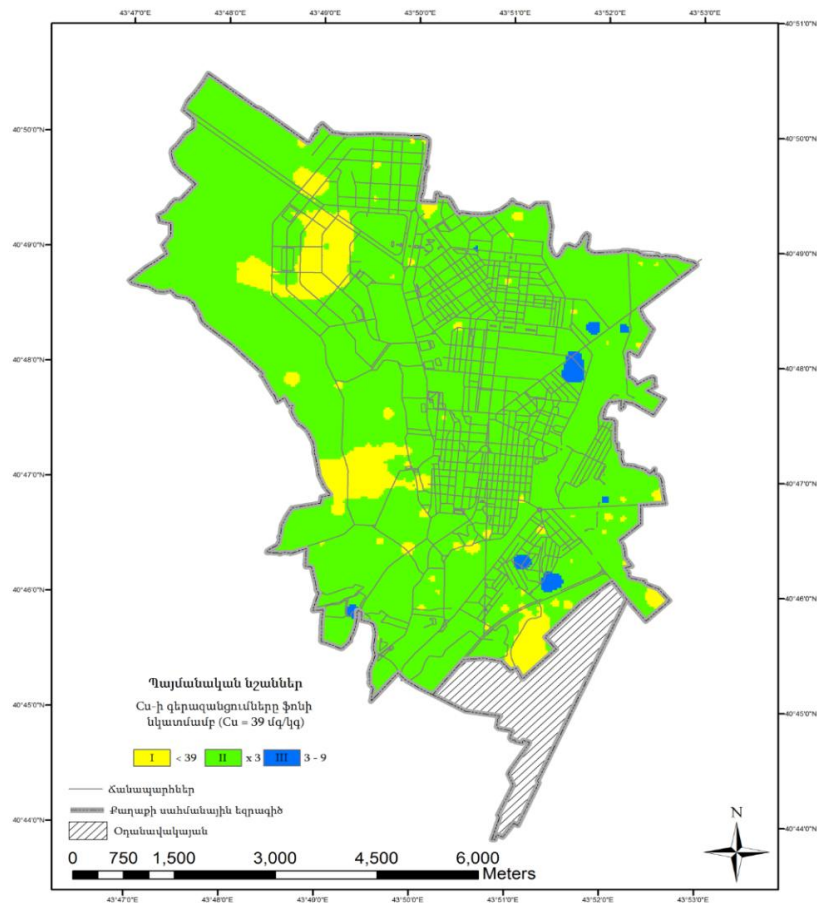


Նկար 20. Գյուլմրի քաղաքի հողերում As-ի երկրաբանական կարգաչեղումների տարածքաշխման քարտեզ

Սս-ի դեպքում պարունակությունները գերազանցում են ֆոնը 80.6% նմուշներում՝ առավելագույնը՝ 7.4, միջինը՝ 1.4 անգամ: Քաղաքի մեծ մասում դիտվել է II մակարդակի դաշտը, III մակարդակի լոկալ դրսևորումները տեղակայված են քաղաքի արևելյան հարավային և հարավարևմտյան հատվածներում 0.37 կմ² մակերեսով (քաղաքի տարածքի 0.8%-ը):

Կադմիում (Cd)

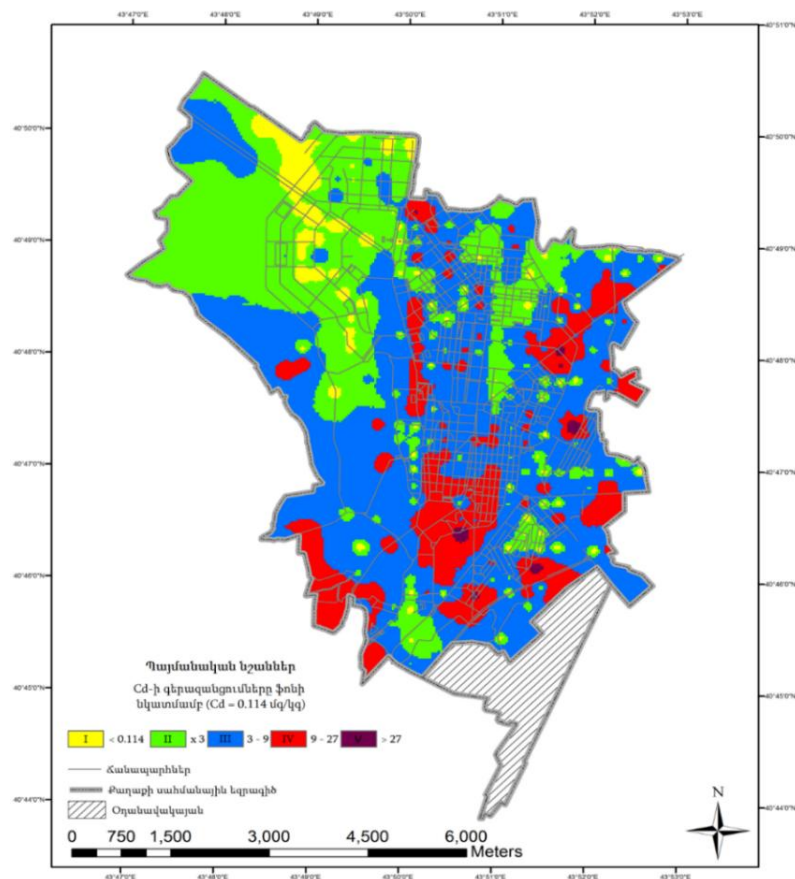
Գյուլմրի ք.-ի հողերում Cd-ի պարունակությունների դեպքում, ֆոնի նկատմամբ գերազանցում գրանցվել է հողային նմուշների 79%-ում, ընդ որում առավելագույն կոնցենտրացիայի գերազանցումը ֆոնի նկատմամբ 60.9, միջին պարունակության՝ 5.9 անգամ է:



Նկար 21. Գյուլմրի քաղաքի հողերում մ Cu-ի երկրաքիմիական կարգաչեղում մեների տարածքաշխման քարտեզ

Գյուլմրի ք.-ի սահմաններում Cd-ի պարունակություններն առաջացնում են հինգ մակարդակի դաշտեր (Նկ. 22): V մակարդակի դաշտը (3.028-6.964մգ/կգ) կետային կարգաչեղումների տեսքով տեղակայվում է քաղաքի հարավում և արևելքում՝ զբաղեցնելով 0.16կմ² մակերես, որը կազմում է քաղաքի տարածքի 0.36%-ը: IV մակարդակի դաշտը (0.99-2.97մգ/կգ) հիմնականում տեղաբաշխվում է քաղաքի կենտրոնում և հարավում, ինչպես նաև հյուսիս-արևելքում: Կետային կարգաչեղումների տեսքով այն առկա է նաև քաղաքի հյուսիսային մասում: IV մակարդակի դաշտի մակերեսը կազմում է 6.67 կմ² (քաղաքի տարածքի 15,2%): III մակարդակի դաշտը (0.33-0.99մգ/կգ) գերակայում է քաղաքի տարածքում՝ գրեթե համաչափ տարածաբաշխվելով քաղաքի կենտրոնում և հարավում: Առանձին կարգաչեղում առկա է նաև հյուսիս-արևմտյան մասում, որը կից է Տարոն և Շերամ կառուցվող թաղամասերին: Դաշտի գումարային մակե-

րեսը 21.77 կմ^2 է, որը կազմում է քաղաքի տարածքի 49.5%-ը: II մակարդակի դաշտը ($0.11-0.33 \text{ մգ/կգ}$) տեղաբաշխվում է հիմնականում քաղաքի հյուսիս-արևմտյան, հյուսիսային մասերում, ավելի փոքր մակերես ունեցող կարգաշեղումների տեսքով այն հանդես է գալիս նաև քաղաքի տարբեր հատվածներում՝ հյուսիս-արևելք, հարավ, կենտրոնական: II մակարդակի դաշտի գումարային մակերեսը 13.56 կմ^2 է (քաղաքի տարածքի 30.8%): I մակարդակի դաշտը (Cd-ի կոնցենտրացիաները չեն գերազանցում Φ նը՝ $<0.11 \text{ մգ/կգ}$) տեղակայվում է քաղաքի հյուսիս-արևմուտքում՝ Մուշ և Անի թաղամասերի տարածքում: Առանձին կետային դաշտեր առկա են նաև քաղաքի այլ հատվածներում: I մակարդակի դաշտի մակերեսը 1.84 կմ^2 է՝ Գյումրի ք.ի տարածքի 4.2%-ը:



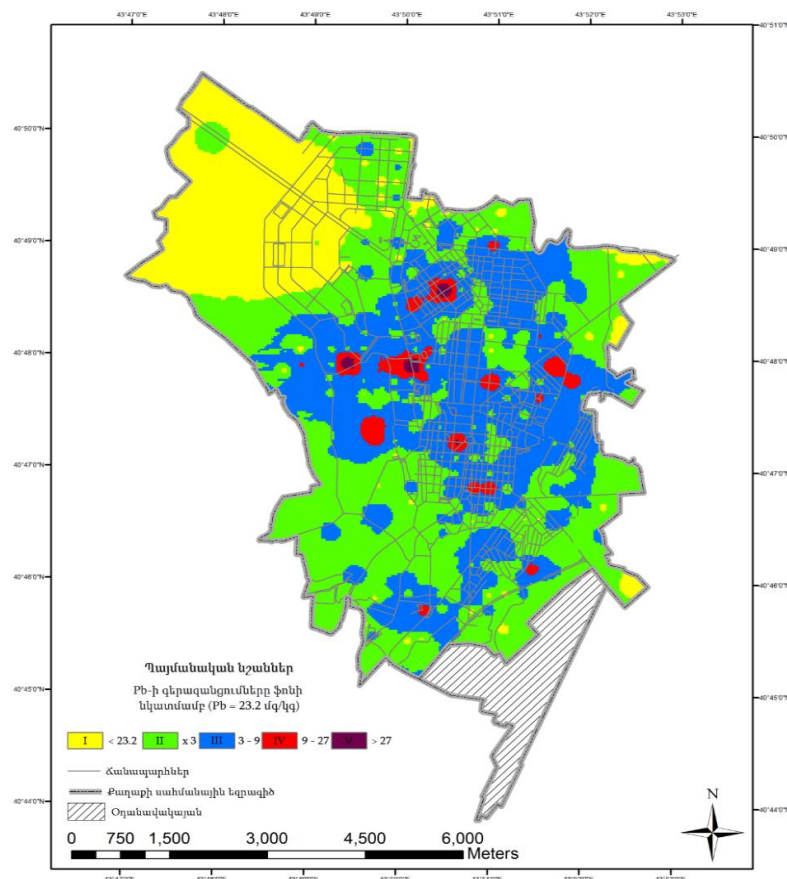
Նկար 22. Գյումրի քաղաքի հողերում Cd-ի երկրաքիմիական կարգաշեղումների տարածաբաշխման քարտեզ

Կապար (Pb)

Pb-ի պարունակությունները Φ նը գերազանցվում է 80.4%

նմուշներում: Առավելագույն պարունակությունը (1714.0 մգ/կգ) ֆոսֆորը գերազանցում է 73.9 անգամ, միջին պարունակությունը ֆոսֆորը գերազանցում է 3.5 անգամ:

Pb-ի պարունակությունները Գյումրի ք.-ի հողերում ձևավորում են հինգ մակարդակի դաշտեր (Նկ. 23): V մակարդակին պատկանող դաշտերն ունեն կետային ձևակառուցվածք (708.0-1714.0 մգ/կգ) և տեղակայվում են քաղաքի կենտրոնական մասում: Դաշտի զբաղեցրած մակերեսը 0.13 կմ^2 է, որը կազմում է քաղաքի տարածքի 0.4%-ը: IV մակարդակի պարունակությունների դաշտը (214.0-598.0 մգ/կգ) հանդես է գալիս հիմնականում կետային ձևակառուցվածքի կարգաշեղումների տեսքով, այն շրջապատում է քաղաքի կենտրոնում տեղակայվող V մակարդակի դաշտերը, ինչպես նաև տեղակայվում է հյուսիսում, արևելքում և հարավում: Չբաղեցրած մակերեսը 1.11 կմ^2 է՝ քաղաքի տարածքի 2.5%-ը:



Նկար 23. Գյումրի քաղաքի հողերում Pb-ի երկրաքիմիական կարգաշեղումների տարածաբաշխման քարտեզ

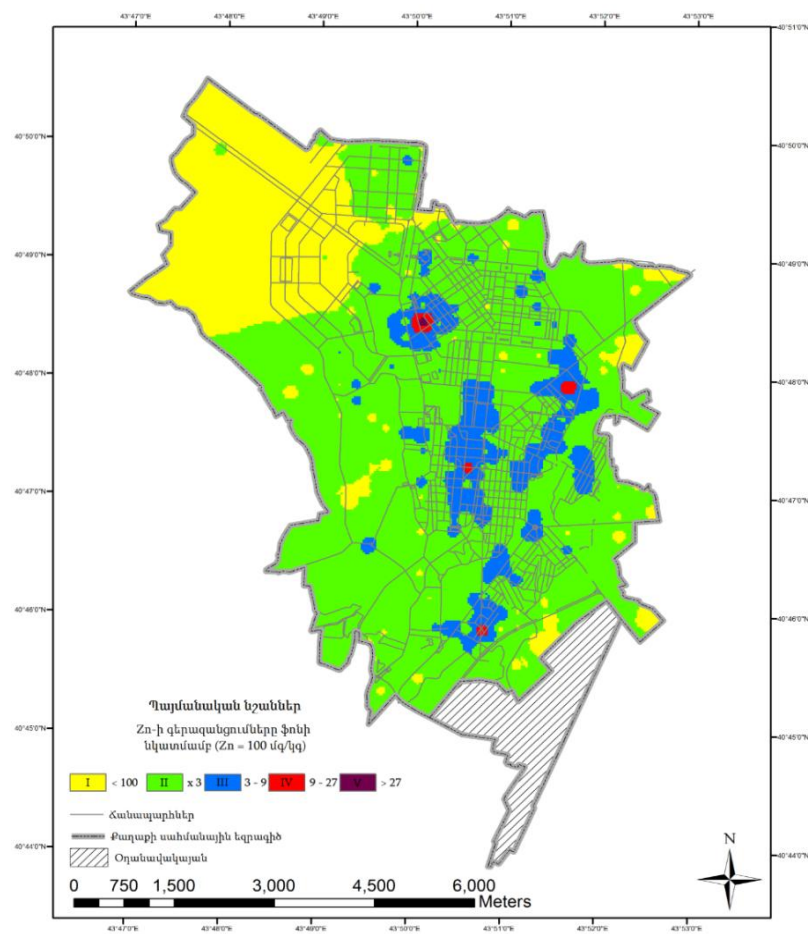
Պարունակությունների III մակարդակի դաշտը (70.60-206.7մգ/կգ) տեղաբաշխվում է հիմնականում քաղաքի կենտրոնում, առանձին կարգաչեղումներ առկա են նաև հարավում և հյուսիսում: Դաշտի զբաղեցրած մակերեսը կազմում է 14.84 կմ² (քաղաքի տարածքի 33.7%): II մակարդակի պարունակությունների դաշտը (23.2-45.05մգ/կգ) գերակայում է քաղաքի տարածքում: Այն տեղաբաշխվում է հիմնականում քաղաքի հյուսիսում և հարավում, իսկ կենտրոնական մասերում հանդես է գալիս առանձին դաշտերի տեսքով և շրջապատվում է III մակարդակի դաշտով: II մակարդակի դաշտի մակերեսը 19.22կմ² է (քաղաքի տարածքի 43.7%): I մակարդակի պարունակությունների դաշտը (<23.2մգ/կգ) տեղակայվում է քաղաքի հյուսիս-արևմտյան հատվածում՝ կառուցվող Շերամ, Տարոն թաղամասերում, մասամբ՝ Անի թաղամասի տարածքում: Առանձին դաշտերի տեսքով դրանք հանդես են գալիս քաղաքի հյուսիս-արևմուտքում և հարավում (քաղաքի տարածքի 19.7 %):

Ցինկ (Zn)

Zn-ի պարունակությունները գերազանցում են \$ոնը նմուշների 77.2%-ում: Առավելագույն պարունակությունը \$ոնը գերազանցում է 40.7, միջինը՝ 2.1 անգամ:

Գյումրի ք.-ի հողերում Zn-ի պարունակությունները ձևավորում են հինգ մակարդակի դաշտեր (*Լկ. 24*): V մակարդակի եզակի կետային ձևակառուցվածքի դաշտը (>2700 մգ/կգ) տեղակայվում է քաղաքի կենտրոնական հատվածում՝ Պոլիգոն թաղամասի տարածքում: Դաշտի մակերեսը 0.02 կմ² է (քաղաքի մակերեսի 0.04%-ը): IV մակարդակի դաշտը (900-2700 մգ/կգ) տեղակայվում է քաղաքի կենտրոնում. այն շրջապատում է V մակարդակի դաշտը, այլ տեղամասերում՝ քաղաքի արևելյան, կենտրոնական և հարավային մասերում այն ներկայացված է կետային ձևակառուցվածքի կարգաչեղումների տեսքով: Դաշտի մակերեսը 0.16 կմ² է, որը քաղաքի տարածքի 0.4%-ն է: III մակարդակի դաշտը (300-900մգ/կգ) տեղաբաշխվում է հիմնականում քաղաքի կենտրոնական մասերում, կետային ձևակառուցվածքի կարգաչեղումներ առկա են նաև հյուսիսում և արևմուտքում: III մակարդակի գումարային մակերեսը կազմում է 4.21 կմ², քաղաքի

տարածքի 9.6 %-ը: Պարունակությունների II մակարդակի դաշտը գերակայում է Գյումրի ք.-ի տարածքում՝ ձևավորելով գրեթե անընդհատ դաշտ, բացառություն է կազմում միայն քաղաքի հյուսիս-արևմուտքը, որն առնչվում է մի շարք նոր կառուցվող թաղամասերին (Շերամ, Տարոն): Դաշտը զբաղեցնում է 29.44 կմ² կամ քաղաքի մակերեսի 66.9%-ը: I մակարդակի պարունակությունների դաշտը հիմնականում տեղակայվում է քաղաքի հյուսիս-արևմտյան մասում, ինչպես նաև փոքր մակերեսով առանձին դաշտերի տեսքով այն առկա է քաղաքի այլ մասերում: Դաշտի մակերեսը 10.18 կմ² է, որը կազմում է քաղաքի ընդհանուր տարածքի 23.1%-ը:



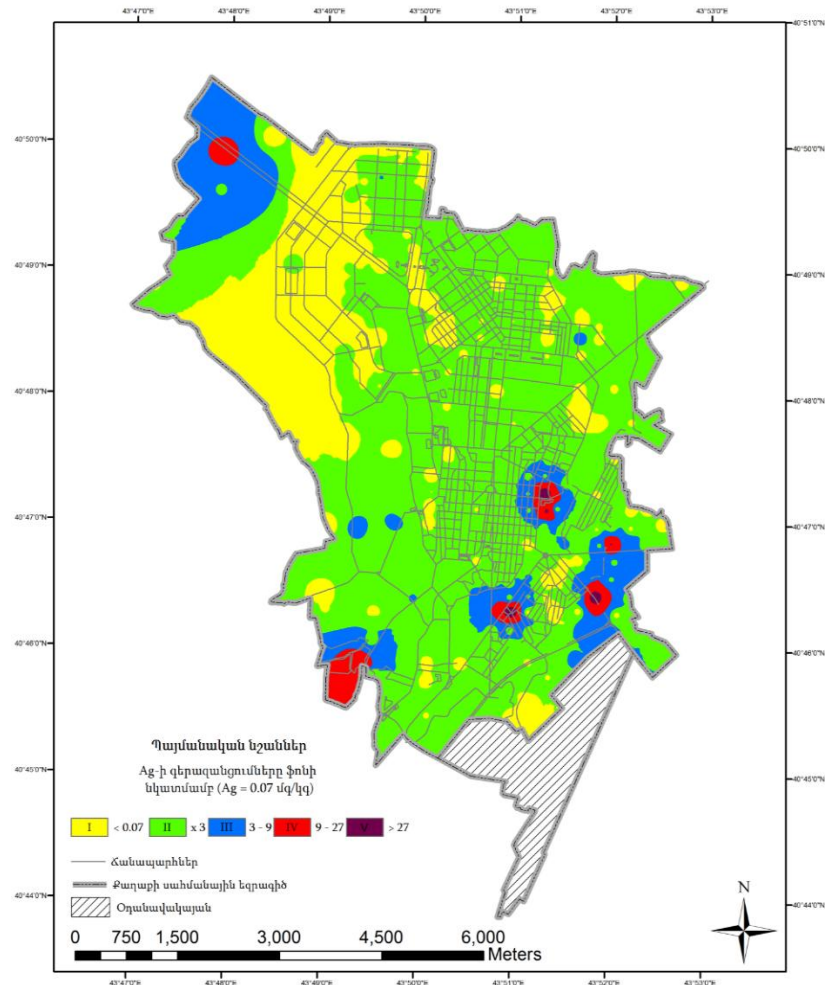
Նկար 24. Գյումրի քաղաքի հողերում Zn-ի երկրաքիմիական կարգաչեղումների տարածաբաշխման քարտեզ

II մակարդակի դաշտը (31.3-93.9 մգ/կգ) տեղաբաշխվում է քաղաքի հյուսիսային, կենտրոնական արևելյան, հարավային և հարավ-արևմտյան հատվածներում, զբաղեցնելով 20.54 կմ² մակերես, որը քաղաքի տարածքի 46.7%-ն է: I մակարդակի պարունակությունների

դաշտը (<31.3 մգ/կգ) գերակայում է Գյումրի ք-ի տարածքում: Այս դաշտը տեղաբաշխվում է հյուսիս-արևմտյան, արևմտյան, հարավ-արևմտյան, հյուսիս-արևելյան, արևելյան և հարավ-արևելյան մասերում, զբաղեցնելով 23.3 կմ² տարածք՝ քաղաքի մակերեսի 52.9%-ը:

Արծաթ (Ag)

Ag-ի պարունակությունները ֆոնը գերազանցում են նմուշների 70.7%-ում: Առավելագույն պարունակությունը ֆոնը գերազանցում է 47.1, միջինը՝ 1.9 անգամ:



Նկար 25. Գյումրի քաղաքի հողերում Ag-ի երկրաբանական կարգաշեղումների տարածաբաշխման քարտեզ

Ag-ի պարունակությունները Գյումրի ք-ի հողերում ձևավորում են պարունակությունների հինգ մակարդակի դաշտեր (Նկ. 25): V մակարդակի դաշտը (>1.89 մգ/կգ) երեք լոկալ կարգաշեղման տեսքով տեղակայվում է քաղաքի կենտրոնական և հարավ-արևելյան մասում:

Դաշտը գրավում է 0.08 կմ² մակերես՝ քաղաքի տարածքի 0.2%-ը: IV մակարդակի դաշտը (0.63-1.89 մգ/կգ) շրջապատում է V մակարդակի դաշտը, ինչպես նաև առանձին կարգաչեղումներ տեղակայվում են նաև քաղաքի հյուսիս-արևմտյան և հարավ-արևմտյան մասերում: Դաշտը զբաղեցնում է 0.96 կմ² մակերես, քաղաքի տարածքի 2.2%-ը: III մակարդակի դաշտը (0.21-0.63 մգ/կգ) հիմնականում ձևավորվում է IV մակարդակի դաշտի շուրջը, առանձին լոկալ կարգաչեղումներ տեղակայվում են նաև արևմտյան և արևելյան մասերում: III մակարդակի դաշտի զբաղեցրած տարածքը 4.82 կմ² է՝ քաղաքի մակերեսի 10.9%-ը: II մակարդակի դաշտը (0.07-0.21 մգ/կգ) գերակայում է քաղաքի տարածքում՝ զբաղեցնելով 28.26 կմ² մակերես՝ քաղաքի տարածքի 64.2%-ը: I մակարդակի դաշտը (<0.07 մգ/կգ) տեղաբաշխվում է հիմնականում քաղաքի հյուսիս-արևելյան մասում, լոկալ դրսևորումներ առկա են նաև քաղաքի այլ հատվածներում: Դաշտի մակերեսը 9.89 կմ² է՝ քաղաքի տարածքի 22.5%-ը:

Ամփոփելով կարող ենք ասել Գյումրի ք.-ի հողերը բնութագրվում են հետևյալ «բնական» երկրաքիմիական շարքով.
 $Cu_{(2.7)}-Zn_{(1.9)}-Mn_{(1.5)}-Pb_{(1.4)}-Mo, Ag, Hg_{(1.3)}-Cd, Ti_{(1.1)}-Fe_{(1.0)}$:

Տարրերի նվազագույն պարունակությունները չեն գերազանցում ֆոնը: Բոլոր տարրերի առավելագույն պարունակությունները գերազանցում են ֆոնը: Հետազոտված 12 տարրերից 7-ի միջին պարունակությունները գերազանցում են ֆոնը, կազմելով հետևյալ թույլ գումարային ինստեսիվության նվազող շարքը՝
 $Cd_{(5.9)}-Pb_{(3.5)}-Zn_{(2.1)}-Ag_{(1.9)}-Cu_{(1.4)}-Hg, As_{(1.1)}$:

Քիմիական տարրերի առավել բարձր պարունակությունները գրանցվել են քաղաքի կենտրոնական, արևելյան և հարավային մասերում:

Ըստ առանձին ծանր մետաղների կարգաչեղումների մակարդակների ունեցել ենք հետևյալ պատկերը. Hg, As և Cu-ի դեպքում քաղաքի տարածքում առկա են 3 մակարդակների դաշտեր, սակայն բոլոր տարրերի դեպքում գերակայում են I և II մակարդակի դաշտերը, III մակարդակի դաշտի դեպքում ունենք կետային դրսևորումներ: Իսկ Cd, Pb, Zn և Ag-ը համդես են եկել կարգաչեղումների 5 մակարդակներով, սակայն բոլոր տարրերի դեպքում տարածաբաշխման

մեծ մասը բաժին է ընկնում I-III մակարդակի դաշտերին: IV և V մակարդակների դաշտերը հիմնականում ունեն կեսային ձևակառուցվածք, կամ զբաղեցնում են շատ փոքր մակերես: Եվ միայն Cd-ի դեպքում է, որ IV մակարդակի դաշտը զբաղեցնում է քաղաքի տարածքի մոտ 15%:

Cd, Pb, Zn և Ag-ի տատանման զգալի գործակցից կարելի է հետևություն ունենալ Պյոլմրի ք.-ի տարածք այս տարրերի մարդածին ներմուծման մասին, որը ապացուցվում է նաև կարգադրման գործակիցներով:

Մասնավորապես Pb-ի և Cd-ի դեպքում քաղաքի տարածքում վերջիններիս աղտոտման աղբյուրների առկայության մասին են խոսում նաև Պյոլմրի ք.-ի գետերի հետազոտության արդյունքները: Քանի որ վերջիններիս պարունակությունները քաղաքի տարածքից և քաղաքի դուրս գալու հատվածներից վերցված նմուշներում զգալիորեն գերազանցում են ֆոնը: Եվ սաայն դեպքում երբ դրանց պարունակությունները քաղաքի տարածք մտնելու հատվածներից վերցված նմուշներում կամ բացակայում են կամ հանդես են եկել ֆոնի նկատմամբ ավելի փոքր գերազանցումներով: Սակայն միևնույն ժամանակ հարկ է նշել, որ գետերի ջրերում հետազոտված և ոչ մի ծանր մետաղի պարունակությունները՝ Cd, Pb, Ni, Mo, Cu և Zn, չեն գերազանցել ՀՀ-ում սահմանված ՍԹ-ները:

4.2. Պյոլմրի քաղաքի հողերի բազմատարր աղտոտման երկրաքիմիական գնահատում

Հողերի բազմատարր աղտոտման մակարդակը բնութագրվում է Աղտոտման գումարային գործակցի (ԱԳԳ) արժեքով [50, 51, 62]: ԱԳԳ-ի հիմնական վիճակագրական ցուցանիշները բերված են աղյուսակ 16-ում: Ինչպես երևում է բերված տվյալներից և նկար 26-ում ընտրանքի գրաֆիկական պատկերումից, ընտրանքը շեղված է դեպի նվազագույն արժեքը, ինչը նշանակում է, որ բավականին ցածր ԱԳԳ արժեքների ընդհանուր ֆոնի վրա առկա են բարձր արժեքներ:

Աղտոտման առանձին դաշտերի սահմաններում միջին երկրաքիմիական շարքերը, և այդ դաշտերում առանձին տարրերի ՍԹ նկատմամբ գերազանցումները բերված են աղյուսակ 17-ում: Ինչպես

երևում է նկար 26-ում բերված ԱԳԳ-ի արժեքների տարածաբաշխման քարտեզից, ԱԳԳ-ի առավել բարձր արժեքներ գրանցվել են կենտրոնական, արևելյան, հարավ-արևելյան, հարավային և հարավ-արևմտյան հատվածներում:

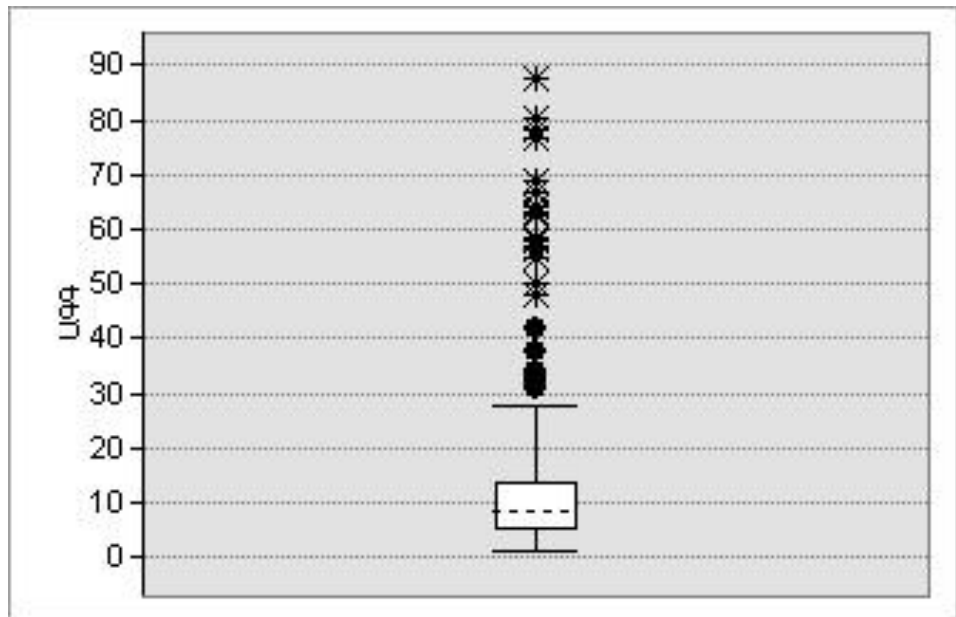
Աղտոտման բարձր՝ III մակարդակի դաշտը (ԱԳԳ՝ 32-128) տեղակայվում է հիմնականում քաղաքի արևելյան, հարավային, հարավ-արևելյան և հարավ-արևմտյան մասերում (նկ. 27): Նշված վայրերում առկա են III աղտոտման մակարդակի լոկալ բնույթի դրսևորումներ: Քաղաքի արևելյան հատվածում բարձր աղտոտման դաշտի դրսևորումները տարածականորեն մոտ են Գյումրիի մեխի գործարանին, որն այժմ գործում է մասնակիորեն և այժմ չգործող հեծանիվների և «Գալ վանոմետր» գործարաններին:

Քաղաքի կենտրոնում, հյուսիսում և արևմուտքում տեղակայվող բարձր աղտոտման դաշտի լոկալ դրսևորումները տեղակայվում են նախկին «Էլեկտրոն» գործարանի մասնաշենքերի մոտակա տարածքում, սակայն կապել աղտոտումը տվյալ աղբյուրի հետ չի հաջողվում՝ տեխնածին կարգաշեղման տարրային ոչ միատարր կազմի պատճառով:

Աղյուսակ 16

*Աղտոտման գումարային գործակցի (ԱԳԳ) հիմնական
նկարագրական ցուցանիշները*

Ցուցանիշ	ԱԳԳ	Ցուցանիշ	ԱԳԳ	Ցուցանիշ	ԱԳԳ
Նմուշների քանակ	443	Նվազագույն	1.1	Վերին քվարտիլ	14.3
Միջին	11.6	Առավելագույն	87.6	Ստանդարտ շեղում	12.3
Մեդիան	8.9	Ստորին քվարտիլ	4.5	Վարիացիայի գործակից, %	105.7



Ճանուցում. Հորիզոնական գծով պատկերված են նվազագույն և առավելագույն արժեքները, ուղղահայաց գիծը բնութագրում է ԱԳԳ-ի արժեքների տատանման սահմանները, սպիտակ ուղղանկյունը՝ 25% և 75% քվարտիլներն են (այն սահմանները, որոնցում գտնվում է ընտրանքում արժեքների 95%-ը), ուղանկյունը բաժանող կետագիծը ընտրանքի մեդիանն է:

Նկար 26. Ընտրանքում ԱԳԳ-ի արժեքների բաշխվածությանը

Հարավային մասում բարձր աղտոտման դաշտի դրսևորումները, հավանաբար, կապված են նախկինում գործող սառնարանների, երկաթբետոնե կոնստրուկցիաների գործարանների, ինչպես նաև ներկայումս մասնակիորեն գործող «Ստրոմաշինա» հաստցաշինական գործարանի գործունեության հետ:

Դաշտի սահմաններում առաջնային աղտոտիչներ են հանդիսանում Cd, Pb և Ag, որոնց միջին պարունակությունները տասնյակ անգամներ գերազանցում են ֆոնը: Դրանց են հետևում Zn և Cu-ը: Երկրաբիմիական միջին շարքը եզրափակում են As, Co, Ti և Fe-ը: Դաշտի սահմաններում գրանցվել են վտանգավորության I դասի տարր Pb, Zn և Cd-ի միջին պարունակությունների գերազանցումներ ՍԹԿ նկատմամբ (աղ. 17): Դաշտի գումարային մակերեսը 0.88 կմ² է, որը կազմում է քաղաքի մոտ 2 %-ը:

Աղյուսակ 17

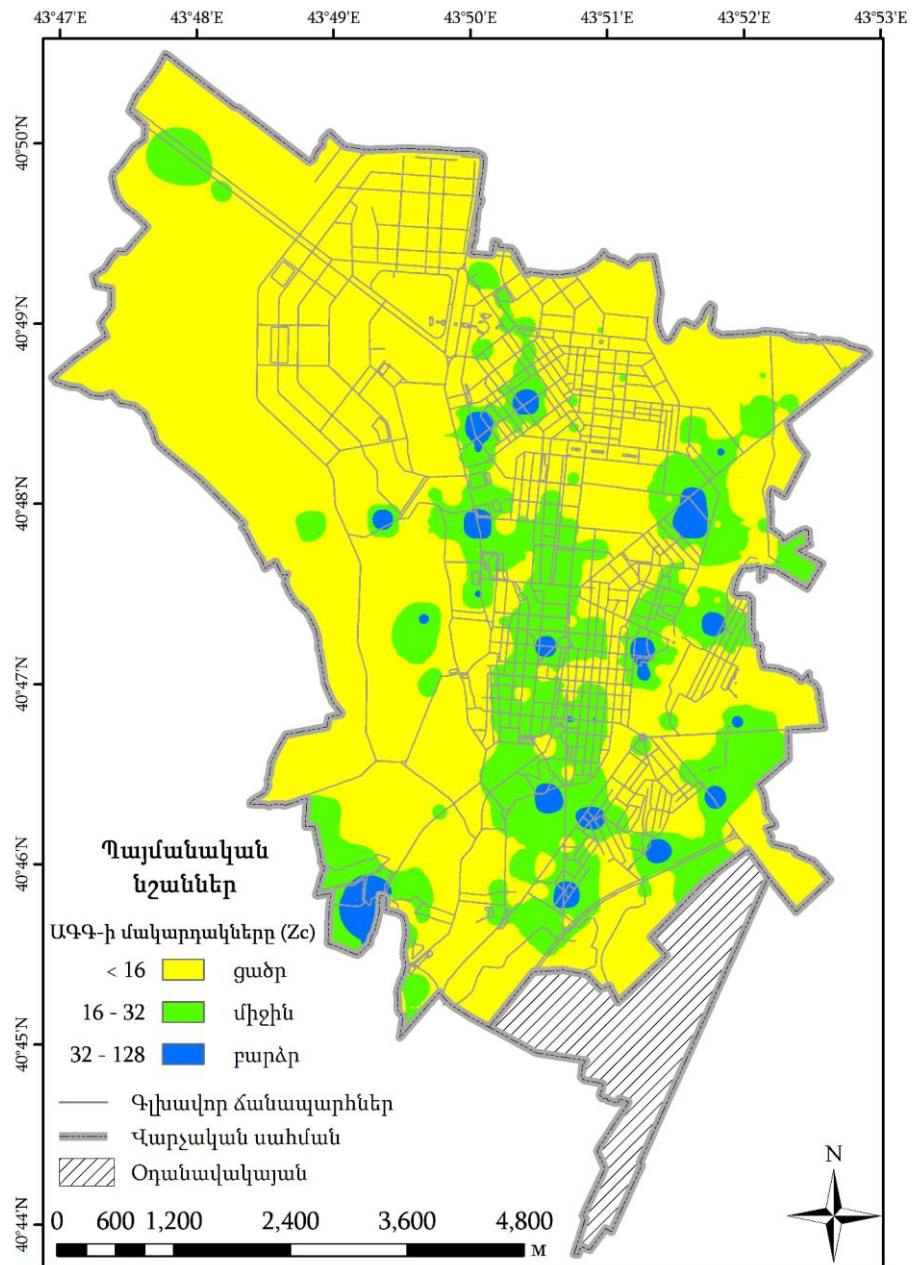
Աղտոտման առանձին դաշտերը բնութագրող միջին երկրաբիմիական շարքերը, դրանց ԱԳԳ և դաշտերի սահմաններում

*տարրերի միջին պարունակությունների ՍԹԿ նկատմամբ գրանցված
գերազանցումները*

Քանակ	Միջին երկրաքիմիական շարք	ԱԳԳ	ՃՄ միջին պարունակությունների գերազանցումները ՍԹԿ նկատմամբ
<i>Աղտոտման I մակարդակ՝ ցածր, ԱԳԳ<16</i>			
356	Cd _(3.2) -Pb _(2.3) -Zn _(1.7) -Cu _(1.3) -Ag _(1.2) -As _(1.1) -Hg, Co _(1.0)	4.8	-
<i>Աղտոտման II մակարդակ՝ միջին ԱԳԳ՝ 16-32</i>			
65	Cd _(11.8) >Pb _(4.4) -Zn _(2.5) -Ag _(2.3) -Cu _(1.5) -As _(1.1)	23.5	Վտանգավորություն I դասի տարր Pb՝ 1.5, Zn՝ 1.1 անգամ;
<i>Աղտոտման III մակարդակ՝ բարձր, ԱԳԳ՝ 32-128</i>			
21	Cd _(20.6) -Pb _(18.7) -Ag _(12.5) >Zn _(6.5) -Cu _(2.9) -As _(1.2) -Hg, Co _(1.1) -Ti, Fe _(1.0)	67.2	Վտանգավորություն I դասի տարր Pb՝ 6.1, Zn՝ 2.8, Cd՝ 1.2 անգամ;

Ճանդգում. վտանգավորության դասն ըստ (ՀՀ Առողջապահության նախարարի հրամանը № 01-Ն առ 25 հունվարի 2010 թ. «Հողի որակին ներկայացվող հիգիենիկ պահանջներ № 2.1.7.003-10 սանիտարական կանոնները և նորմերը հաստատելու մասին», 2010):

Աղտոտման II մարդակի դաշտը (ԱԳԳ՝ 16-32) հիմնականում շրջապատում է III մակարդակի դաշտը՝ տեղաբաշխվելով հիմնականում քաղաքի կենտրոնում արևելքում և հարավում (Նկ. 27): Դաշտի առանձին կետային ձևակառուցվածքի դրսևորումներ առկա են նաև հյուսիս-արևմտյան և արևմտյան մասերում: Դաշտի սահմաններում առաջնային աղտոտիչ է հանդիսանում Cd-ը, որի մասնաբաժինը միջին երկրաքիմիական շարքի գումարային ինտենսիվության մեջ 57.2 % է: Cd-ին են հաջորդում Pb-ը, Zn, Ag-ը, իսկ շարքը եզրափակում են Cu և As-ը, որոնց միջին պարունակությունները դաշտի սահմաններում մոտ են ֆոնին (աղ. 17): Դաշտի սահմաններում գրանցվել են վտանգավորության I դասի տարրեր Pb-ի և Zn-ի միջին պարունակությունների գերազանցումներ ՍԹԿ նկատմամբ: Ընդհանուր առմամբ II մակարդակի դաշտը զբաղեցնում է 5.72 կմ² մակերես, որը կազմում է քաղաքի տարածքի 12.9 %-ը:



Նկար 27. Գյ ու մրի քաղաքի տարածքի հողերի բազմատարր աղտոտման քարտեզն ըստ ԱԳԳ-ի մեծությամբ ու ներքին

Աղտոտման I մակարդակի դաշտը (ԱԳԳ<16) գերակայում է Գյ ու մրի ք-ի սահմաններում (Նկ. 27), զբաղեցնելով 37.79 կմ² մակերես, որը կազմում է քաղաքի ընդհանուր տարածքի 85.1%-ը: Դաշտի սահմաններում առաջնային աղտոտիչներ են հանդիսանում Cd և Pb-ը, դրանց հետևում են Zn, Cu, Ag-ը, իսկ շարքը եզրափակող As, Hg և Co-ի միջին պարունակությունները մոտեն ֆոնին (աղ. 17):

Ըստաղտոտման գումարային գործակցի (ԱԳԳ) արժեքի Գյ ու մրի ք-ի տարածքի հողերը միջինում բնութագրվում են աղտոտման ցածր մակարդակով:

Գյուլմրի ք-ի տարածքի հողերի 85.1%-ը բնութագրվում է աղտոտման ցածր մակարդակով (ԱԳԳ<16): Աղտոտման բարձր մակարդակի դաջող հիմնականում ունի լոկալ տեղադրություն և կենտրոնանում է քաղաքի կենտրոնում, արևելքում և հարավում: Այս դաջտերը հիմնականում կենտրոնացած են նախկին և ներկա արդյունաբերական ձեռնարկությունների կից տարածքներում տարածականորեն: Միջին աղտոտման մակարդակի դաջող հիմնականում շրջապատում է բարձր աղտոտման դաջող և տարածականորեն կցված է արևելյան, կենտրոնական և հարավային մասերին: Հարկ է նշել որ միջին և բարձր մակարդակի աղտոտման դաջտերը համընկնում են խիտ բնակեցված հատվածների հետ

Աղտոտման 3 մակարդակի դաջտերի համար կազմված միջին երկրաքիմիական շարքերում վտանգավորության առաջին դասի տարրեր Cd-ը և Pb-ը հանդիսանում են առաջնային աղտոտիչներ: Վերջիններս III մակարդակի աղտոտման դաջտում գերազանցում նաև ՍԹԿ արժեքները: Իսկ Pb-ը գերազանցում է ՍԹԿ-ն նաև II մակարդակի աղտոտման դաջտում: Աղտոտման III և II մակարդակների դաջտերում ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ գրանցվել են նաև վտանգավորության I դասի տարր Zn-ի դեպքում:

4.3. Գյուլմրի քաղաքի հողերում ծանր մետաղների պարունակությունների սանիտարահիգիենիկ գնահատում

Սույն հետազոտության շրջանակներում ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակների և բազմատարր աղտոտման սանիտարահիգիենիկ գնահատումը իրականացվել է ըստ տարրերի հողերի համար սահմանված ՍԹԿ-ի և ԿՀՑ գործակցի արժեքի՝ համաձայն ՀՀ-ում սահմանված կարգի [9, 13]:

Աղյուսակ 18-ում բերված են Գյուլմրի ք-ի հողերում ծանր մետաղների պարունակությունների հիման վրա կազմված սանիտարահիգիենիկ նվազող շարքերը: Տարրերի առավելագույն պարունակություններով կառուցված սանիտարահիգիենիկ շարքը գլխավորում են Pb-ը և Zn-ը, որոնց համար ՍԹԿ նկատմամբ գրանցված գերազանցումները մեկ կարգով ավելի բարձր են, քան շարքը կազմող մնացած տարրերինը: Pb և Zn-ի միասնական մասնաբաժինը շարքի

գումարային ինտենսիվություն մեջ կազմում է 74.5%: Շարքում այս տարրերին հաջորդում են Cd և Cu-ը: Միջին սանիտարահիգիենիկ շարքը կազմում է Pb-ը՝ միջին պարունակությունը մոտ է ՍԹԿ-ին:

Աղյուսակ 18

Գյուլմրիք-ի հողերում ծանր մետաղների առավելագույն և միջին պարունակություններով կառուցված սանիտարահիգիենիկ շարքերը և դրանց գումարային ինտենսիվությունը

Պարունակություն	Սանիտարահիգիենիկ շարք	Գումարային ինտենսիվություն
Առավելագույն	$Pb_{(26.4)}-Zn_{(18.5)} > Cd_{(3.5)}-Cu_{(2.2)}$	50.6
Միջին	$Pb_{(1.2)}$	1.2

Ճանուցում. փակագծերում բերված են պարունակությունները ՍԹԿ [9] նկատմամբ:

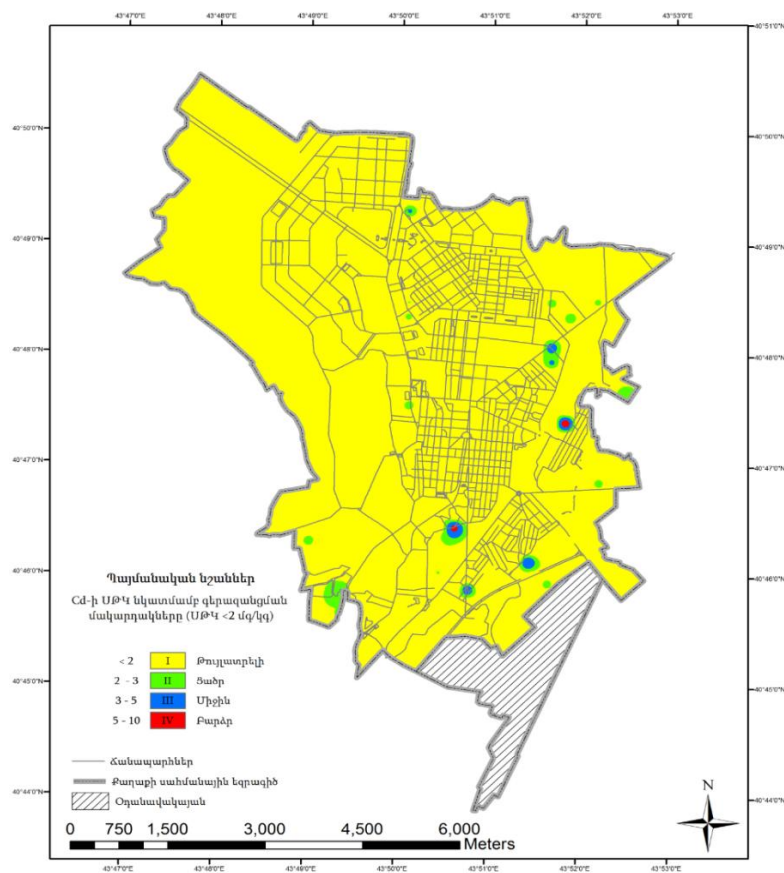
Տարրերի պարունակությունների սանիտարահիգիենիկ ցուցանիշները ըստ աղտոտման գոտիների բերված են հավելվածի աղյուսակ 8-ում:

Առանձին տարրերի պարունակությունների տարածաբաշխման սանիտարահիգիենիկ առանձնահատկությունների համեմատությունը ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումով տարրերը խմբավորեց հետևյալ կերպ՝ Cd և Cu, որոնց պարունակությունները հանդես են գալիս հիմնականում թույլատրելի մակարդակում՝ առանձին լոկալ ցածր, միջին և բարձր աղտոտման մակարդակի դաշտերով: Իսկ Pb և Zn-ի սանիտարահիգիենիկ բաշխումը ունի ավելի մոզայիկ բնույթ:

Այսպես Cd-ի պարունակությունները հողերի նմուշների 4.5%-ում գերազանցում են ՍԹԿ-ն: Գերազանցման տատանումները 1.03-3.5 անգամ է (*հավելված աղ. 8, նկ. 28*): IV՝ բարձր աղտոտման դաշտը (5-10 մգ/կգ) լոկալ դրսևորումներով տեղակայվում է քաղաքի արևելքում և կենտրոնում՝ զբաղեցնելով 0.02 կմ² մակերես՝ քաղաքի տարածքի 0.05%-ը: III մակարդակի՝ միջին աղտոտման դաշտը (3-5 մգ/կգ) շրջապատում է IV մակարդակի դաշտը, ինչպես նաև տեղակայվում է քաղաքի հյուսիսային, արևելյան հարավ-արևելյան և հարավային մասերում: Դաշտի մակերեսը 0.15 կմ² է՝ քաղաքի տարածքի 0.4%-ը:

II մակարդակի՝ ցածր աղտոտման դաշտը (2-3 մգ/կգ) հանդես է գալիս լոկալ, հիմնականում կետային ձևակառուցվածք ունեցող դաշտերի

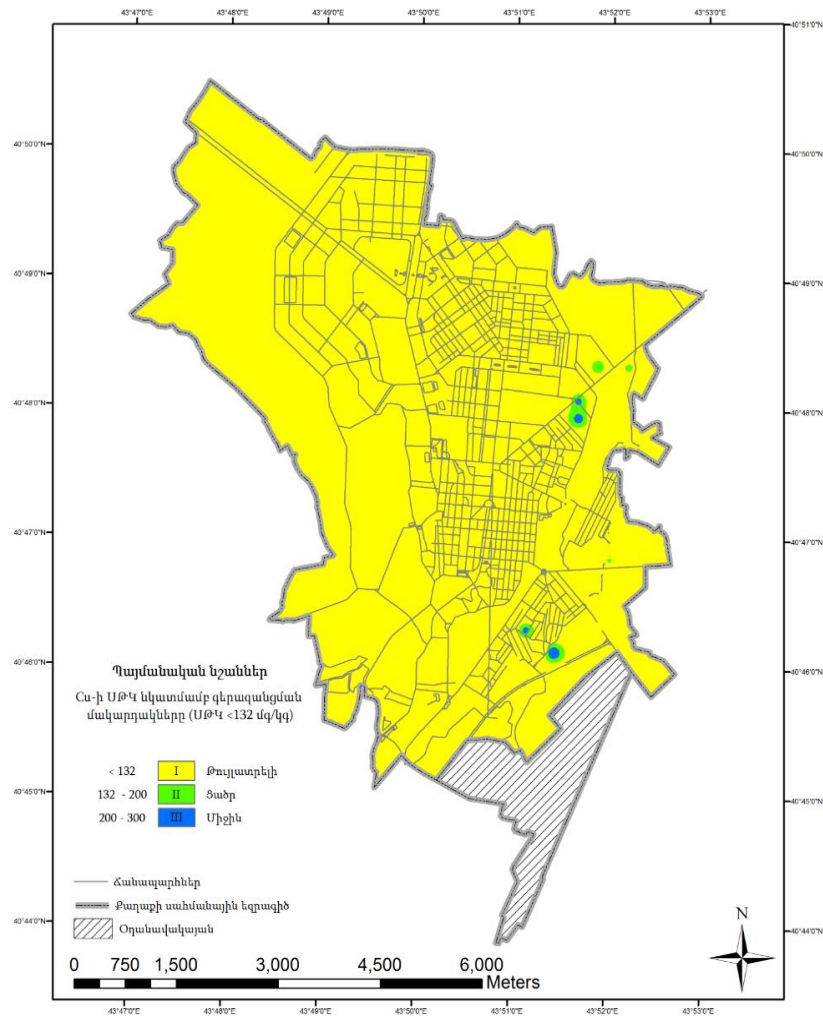
տեսքով՝ կենտրոնական արևելյան, հարավային և հարավ-արևմտյան մասերում: Դաշտի մակերեսը 0.59 կմ^2 է՝ քաղաքի ընդհանուր տարածքի 1.3%-ը: Լ մակարդակի դաշտը ($<2 \text{ մգ/կգ}$) գերակայում է Գյումրի ք.-ի տարածքում, զբաղեցնելով 43.23 կմ^2 մակերես՝ տարածքի 98.3%-ը: Քաղաքի հարավային մասում Cd-ով աղտոտումը, հավանաբար, կապված է Գյումրիի «Ստրոմմաշինա» գործարանի (արտադրվում են քարկտրոդ, տաշող մեքենաներ) գործունեության հետ: Քաղաքի այլ մասերում աղտոտման աղբյուրների նույնականացում հետազոտող ունենների ներկայիս փուլում հնարավոր չէ: Առավել մանրամասն տեղեկատվություն ստանալու համար անհրաժեշտ են Գյումրի ք.-ի հողերի հետազոտվելի մեծամասշտաբ հետազոտող ունենների:



Նկար 28. Գյումրի քաղաքի հողերում Cd-ի ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումների մակարդակների տարածքաշխման քարտեզ

Cd-ի բարձր պարունակությունները գրանցվել են արևելյան մասում նախկին «Գալվանոմետր» և հեծանիվների գործարանների, իսկ հարավում նախկին «Ստրոմմաշինա» գործարանի մոտակայքի հողերում:

Ինչ վերաբերում է Եւրոպական միության պահանջներին հողերի նմուշների 1.6%-ում գերազանցում են ՍԹ-ն: Գերազանցման տատանումները 1.1-2.2 անգամ է (հավելված աղ. 8, նկ. 29):

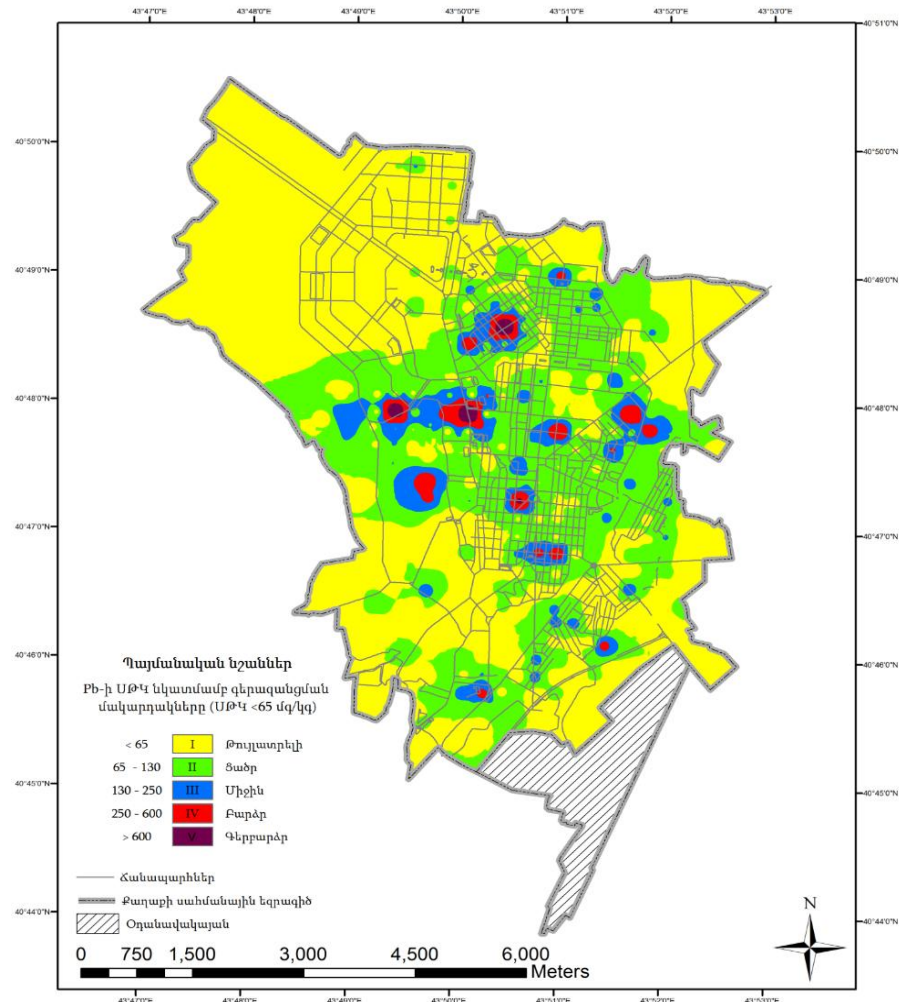


Նկար 29. Գյուղատնտեսական հողերում Եւրոպական միության պահանջներին հողերի նմուշների 1.6%-ում գերազանցում են ՍԹ-ն: Գերազանցման տատանումները 1.1-2.2 անգամ է (հավելված աղ. 8, նկ. 29):

III մակարդակի՝ միջին աղտոտման դաշտը (200-300 մգ/կգ) խիստ լոկալ դրսևորումներով տեղակայվում է արևելյան և հարավ-արևելյան մասերում՝ զբաղեցնելով 0.05 կմ² մակերես՝ քաղաքի տարածքի 0.12%-ը: II մակարդակի՝ թույլ աղտոտման դաշտը (132-200) ձևավորվում է միայն III մակարդակի դաշտի դրսևորումների շուրջը՝ քաղաքի արևելյան և հարավ-արևելյան մասերում՝ զբաղեցնելով 0.19 կմ² մակերես՝ քաղաքի ընդհանուր տարածքի 0.4%-ը: Իսկ I մակարդակի դաշտը (<132 մգ/կգ), որի մակերեսը կազմում է 43.76 կմ², որը կազմում է քաղաքի տարածքի 99.4%-ը:

Կապար (Pb)

Pb-ի պարունակությունները հողերի նմուշների 39.1%-ում գերազանցում են ՍԹԿ-ն: Գերազանցման տատանումները 1.03-26.4 անգամ է: Pb-ի պարունակությունները Գյումրի ք.-ի հողերում ձևավորում են աղտոտման հինգ մակարդակի դաշտեր (հավելված աղ. 8, նկ. 30):



Նկար 30. Գյումրի քաղաքի հողերում Pb-ի ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումների մակարդակների տարածքաշխման քարտեզ

V մակարդակի՝ գերբարձր աղտոտման դաշտը (>600 մգ/կգ) տեղակայվում է քաղաքի կենտրոնում և արևմուտքում: Դաշտի մակերեսը 0.14 կմ² է՝ քաղաքի ընդհանուր տարածքի 0.3%-ը: IV մակարդակի՝ բարձր աղտոտման դաշտը (250-600 մգ/կգ) տեղաբաշխվում է հիմնականում քաղաքի կենտրոնում՝ շրջապատելով V մակարդակի աղտոտման դաշտը: IV մակարդակի աղտոտման դաշտեր առկա են նաև արևելքում ու հարավում: Դաշտը զբաղեցնում է 0.71 կմ² մակերես,

որը քաղաքի տարածքի 1.6%-ն է: III մակարդակի՝ միջին աղտոտման դաշտը (130–250 մգ/կգ) ձևավորվում է հիմնականում IV մակարդակի դաշտի շուրջը, լոկալ բնույթի դրսևորումներ առկա են նաև քաղաքի արևելքում և հարավում: III մակարդակի դաշտի մակերեսը 2.66 կմ² քաղաքի տարածքի 6.0%: II մակարդակի՝ ցածր աղտոտման դաշտը (65–130 մգ/կգ) տեղաբաշխվում է քաղաքի կենտրոնական, արևելյան, արևմտյան և հարավային՝ քաղաքի առավել խիտ բնակեցված հատվածներում: Դաշտի մակերեսն է 14.81 կմ², որը կազմում է քաղաքի տարածքի 33.6%-ը: I մակարդակի դաշտը (<65 մգ/կգ) տեղաբաշխվում է հիմնականում քաղաքի ծայրամասերում՝ հյուսիս-արևելքում, հյուսիս-արևմուտքում, հարավ-արևելքում և հարավ-արևմուտքում: Լոկալ դրսևորումներ առկա են նաև քաղաքի կենտրոնում: Դաշտի մակերեսը 25.68 կմ² է՝ քաղաքի տարածքի 58.4%-ը:

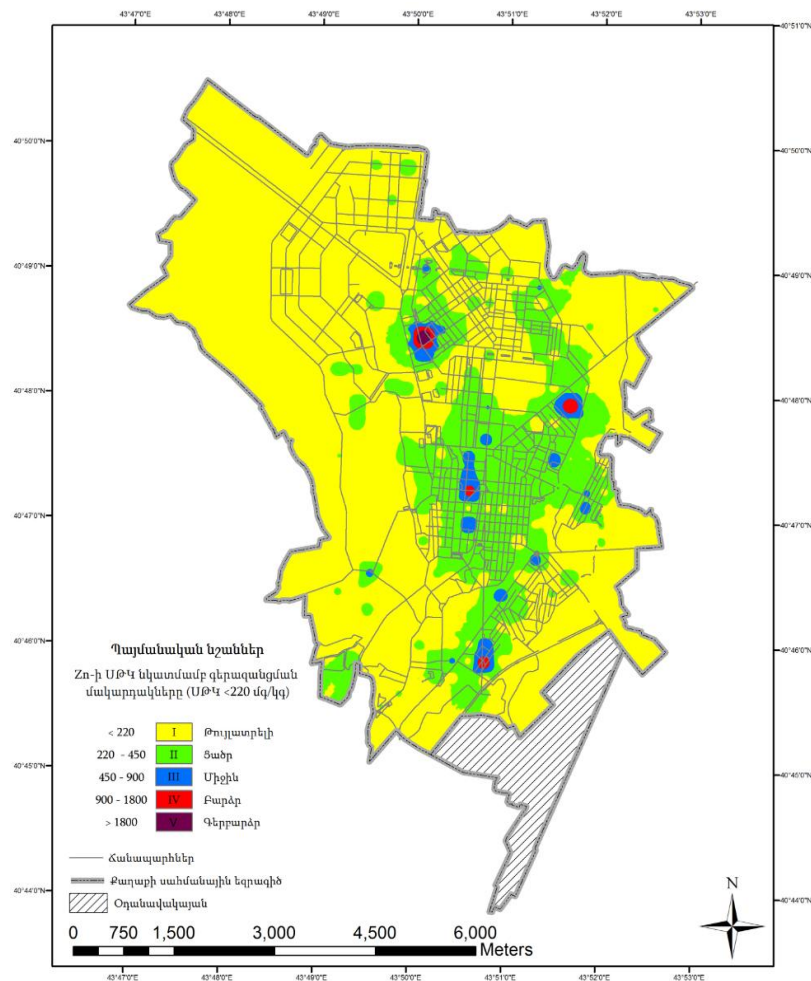
Pb-ի բարձր պարունակությունները գրանցվել են նախկին «Գալվանոմետր» և հեծանիվների գործարանների մոտակայքի հողերում, իսկ արևելյան մասում Pb-ով հողերի աղտոտում գրանցվել է նախկին «Էլեկտրոն» գործարանի մոտակայքում: Հարավում Pb-ի հավանական աղբյուր է արդեն հիշատակված «Ստրոմմաշինա» գործարանը:

Ցինկ (Zn)

Zn-ի պարունակությունները հողերի նմուշների 31.4%-ում գերազանցում են ՍԹԿ-ն: Գերազանցման տատանումները 1.02–18.5 անգամ է: Zn-ի պարունակությունները Գյումրի ք.-ի հողերում ձևավորում են աղտոտման հինգ մակարդակների դաշտեր (*հավելված աղ. 8, նկ. 31*):

V մակարդակի՝ չափազանց բարձր աղտոտման դաշտը (>1800 մգ/կգ) մեկ լոկալ դրսևորմամբ տեղակայվում է քաղաքի կենտրոնական մասի հյուսիսում: Դաշտը զբաղեցնում է 0.04 կմ² մակերես՝ քաղաքի ընդհանուր տարածքի 0.08%-ը: IV մակարդակի՝ բարձր աղտոտման դաշտը (900–1800 մգ/կգ) տեղակայվում է քաղաքի կենտրոնական, արևելյան և հարավային մասերում, ունի լոկալ բնույթ: Դաշտը զբաղեցնում է 0.14 կմ² մակերես՝ քաղաքի տարածքի 0.3%-ը: III՝ միջին մակարդակի աղտոտման դաշտը (450–900 մգ/կգ) լոկալ դրսևորումներով տեղաբաշխ-

վում է քաղաքի կենտրոնական, արևելյան և հարավային մասերում: Դաշտի գումարային մակերեսը 0.72 կմ^2 է՝ քաղաքի տարածքի 1.6%-ը: Ու մակարդակի՝ ցածր աղտոտման դաշտը տեղաբաշխվում է քաղաքի կենտրոնական, առավել խիտ բնակեցված հատվածում: Առանձին լոկալ դրսևորումներ առկա են նաև հյուսիսում և ծայր հարավ-արևմուտքում: Ու մակարդակի դաշտի մակերեսը 10.06 կմ^2 է՝ քաղաքի տարածքի 22.9%-ը: Ու մակարդակի դաշտը գերակայում է Գյումրի ք.-ի տարածքում՝ զբաղեցնելով 33.05 կմ^2 մակերես՝ քաղաքի տարածքի 75.1%-ը:



Նկար 31. Գյումրի քաղաքի հողերում Zn-ի ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումների մակարդակների տարածաբաշխման քարտեզ

Ուշագրավ է, որ ինչպես վերը քննարկված Cd և Pb-ի համար, Zn-ի առավել բարձր պարունակություններ գրանցվել են քաղաքի արևելքում, որոնք տարածականորեն մոտ են տեղակայված «Գալվանոմետր» և հեծանիվների գործարաններին, ինչպես նաև

ներկայ ու մս մասնակիորեն գործող մեխի գործարանին: Կենտրոնի հյուսիսում տեղակայվող ինտենսիվ աղտոտման դաշտը տարածականորեն մոտ է նախկին «Էլեկտրոն» գործարանին, իսկ հարավային մասում՝ Գյուլմրիի «Ստրոմմաշինա» գործարանին:

Ամփոփելով Գյուլմրի ք.-ի տարածքի հողերում ծանր մետաղների պարունակությունների սանիտարահիգիենիկ գնահատումը, պետք է նշել, որ ծանր մետաղներով առավել ինտենսիվ աղտոտում գրանցվել է քաղաքի հյուսիսում, կենտրոնում, արևելքում, արևմուտքում և հարավում: Ամփոփելով նշենք, որ ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ չեն գրանցվել Hg, As և Cu-ի դեպքում: ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ չեն գրանցվել նաև բոլոր դիտարկվող տարրերի նվազագույն պարունակությունների դեպքում: Առավելագույն պարունակությունների դեպքում սանիտարահիգիենիկ շարքը կազմում են հետևյալ տարրերը՝ Pb, Zn, Cd, Cu: Շարքում որպես առաջնային աղտոտիչ համդես է գալիս Pb-ը, երկրորդ տեղում գտնվում է Zn-ը, որոնց գերազանցումները ՍԹԿ նկատմամբ մեկ կարգով բարձր են մյուս տարրերի գերազանցումների համեմատ Միջին սանիտարահիգիենիկ շարքը կազմված է միայն Pb-ով՝ միջին պարունակությունը մոտ է ՍԹԿ-ին:

Pb և Zn-ը քաղաքի տարածքում ունեն խճանկարային բաշխվածություն՝ ձևավորում են աղտոտման հինգ մակարդակներ, Cd-ը և Cu-ը՝ հիմնականում թույլ աղբյուրի մակարդակ: Բարձր մակարդակով դաշտերը հիմնականում տարածականորեն կից են ներկայումս չգործող «Գալվանոմետր», հեծանիվների գործարաններին և ներկայումս մասնակիորեն գործող մեխի գործարանին, որոնք տեղակայված են քաղաքի արևելքում, նախկին «Էլեկտրոն» գործարանին՝ հյուսիսում, ինչպես նաև Գյուլմրիի «Ստրոմմաշինա» գործարանին՝ հարավում:

4.4. Գյուլմրի քաղաքի հողերում ծանր մետաղներով բազմատարր աղտոտման սանիտարահիգիենիկ գնահատում

Հողերի բազմատարր աղտոտումը գնահատվել է համաձայն ՅՅ-ում սահմանված կարգի՝ կոնցենտրացիաների հանրագումարային ցուցանիշի (ԿՀՑ) հիման վրա [13]: Գյուլմրի ք.-ի հողերի համար

գրանցված ԿՀՑ-ի հիմնական վիճակագրական ցուցանիշները բերված են աղյուսակ 19-ում, իսկ ընտրանքում արժեքների տատանման սահմանները, քվարտիլները և մեդիանը պատկերված են նկար 32-ում: Ինչպես երևում է բերված տվյալներից, ընտրանքը բնութագրվում է դեպի նվազագույն արժեքները շեղվածությամբ:

Գյուլմրի ք.-ի հողերում տարրերի սանիտարահիգիենիկ շարքերը՝ ըստ աղտոտման առանձին մակարդակների բերված են աղյուսակ 20-ում: Աղտոտման բոլոր մակարդակներում շարքերում, տարբեր դիրքադրություններով հանդես են գալիս Pb, Zn-ը:

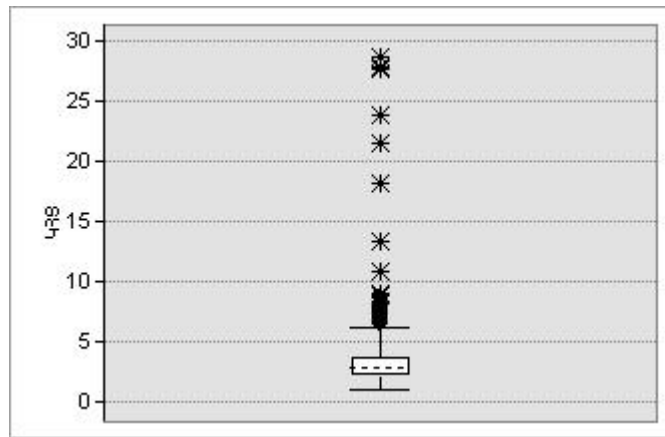
Ինչպես երևում է նկար 33-ում բերված քարտեզից, Գյուլմրի ք.-ի տարածքում ձևավորվում են հողերի աղտոտվածության 3 մակարդակների դաշտեր:

III մակարդակի՝ միջին աղտոտման դաշտի լոկալ դրսևորումները տեղակայվում են քաղաքի հյուսիսային, արևելյան, կենտրոնական, արևմտյան և հարավային մասերում՝ 0.11 կմ² ընդհանուր մակերեսով (քաղաքի տարածքի 0.25%): Դաշտի սահմաններում առաջնային աղտոտիչ է հանդիսանում Pb-ը (մասնաբաժինը շարքի գումարային ինտենսիվությունում՝ 66.8%), որին հետևում է Zn (18.5%): II մակարդակի՝ ցածր աղտոտման դաշտը հիմնականում շրջապատում է III մակարդակի գոտին, աղտոտման այս մակարդակին պատկանող այլ լոկալ բնույթի դրսևորումներ առկա են նաև քաղաքի այլ հատվածներում:

Աղյուսակ 19

ԿՀՑ ցուցանիշի հիմնական վիճակագրական ցուցանիշները

Ցուցանիշ	ԿՀՑ	Ցուցանիշ	ԿՀՑ	Ցուցանիշ	ԿՀՑ
քանակ	443	Նվազագույն	1	Վերին քվարտիլ	3.7
Միջին	3.4	Առավելագույն	28.6	Ստանդարտ շեղում	3
Մեդիան	2.8	Ստորին քվարտիլ	2	Վարիացիայի գործակից, %	87.7



Ծանուցում. հորիզոնական գծով պատկերված են նվազագույն և առավելագույն արժեքները, ուղղահայաց գիծը բնութագրում է ԿՅՑ-ի տատանման սահմանները, սպիտակ ուղղանկյունը՝ 25% և 75% քվարտիլների տիրույթն է (այն սահմանները, որոնցում գտնվում է ընտրանքում արժեքների 95%-ը), ուղանկյունը բաժանող կետագիծը ընտրանքի մեդիանն է:

Նկար 32. Ընտրանքում ԿՅՑ-ի արժեքների բաշխվածությունը

III մակարդակի՝ միջին աղտոտման դաշտի լոկալ դրսևորումները տեղակայվում են քաղաքի հյուսիսային, արևելյան, կենտրոնական, արևմտյան և հարավային մասերում՝ 0.11 կմ² ընդհանուր մակերեսով (քաղաքի տարածքի 0.25%): Դաշտի սահմաններում առաջնային աղտոտիչ է հանդիսանում Pb-ը (մասնաբաժինը շաքի գումարային ինտենսիվությունում՝ 66.8%), որին հետևում է Zn (18.5%): II մակարդակի՝ ցածր աղտոտման դաշտը հիմնականում շրջապատում է III մակարդակի գոտին, աղտոտման այս մակարդակին պատկանող այլ լոկալ բնույթի դրսևորումներ առկա են նաև քաղաքի այլ հատվածներում:

Ընդհանուր մակերեսը կազմում է 0.46 կմ², քաղաքի տարածքի մոտ 1.05 %-ը: Դաշտի սահմաններում առաջնային աղտոտիչ է հանդիսանում Pb-ը, որին հետևում են Zn-ը: Ի տարբերություն միջին աղտոտման դաշտի, II մակարդակի դաշտի միջին սանիտարահիգիենիկ շաքում տարրերի նշանակալի առաջնայնությունն չի գրանցվել:

I մակարդակի դաշտը, գերակայում է քաղաքի տարածքում՝ զբաղեցնելով 43.83 կմ² մակերես կամ քաղաքի տարածքի 98.7%-ը:

Աղյուսակ 20

Միջին սանիտարահիգիենիկ շաքերը, դրանց ԿՅՑ-ները ըստ աղտոտման մակարդակների

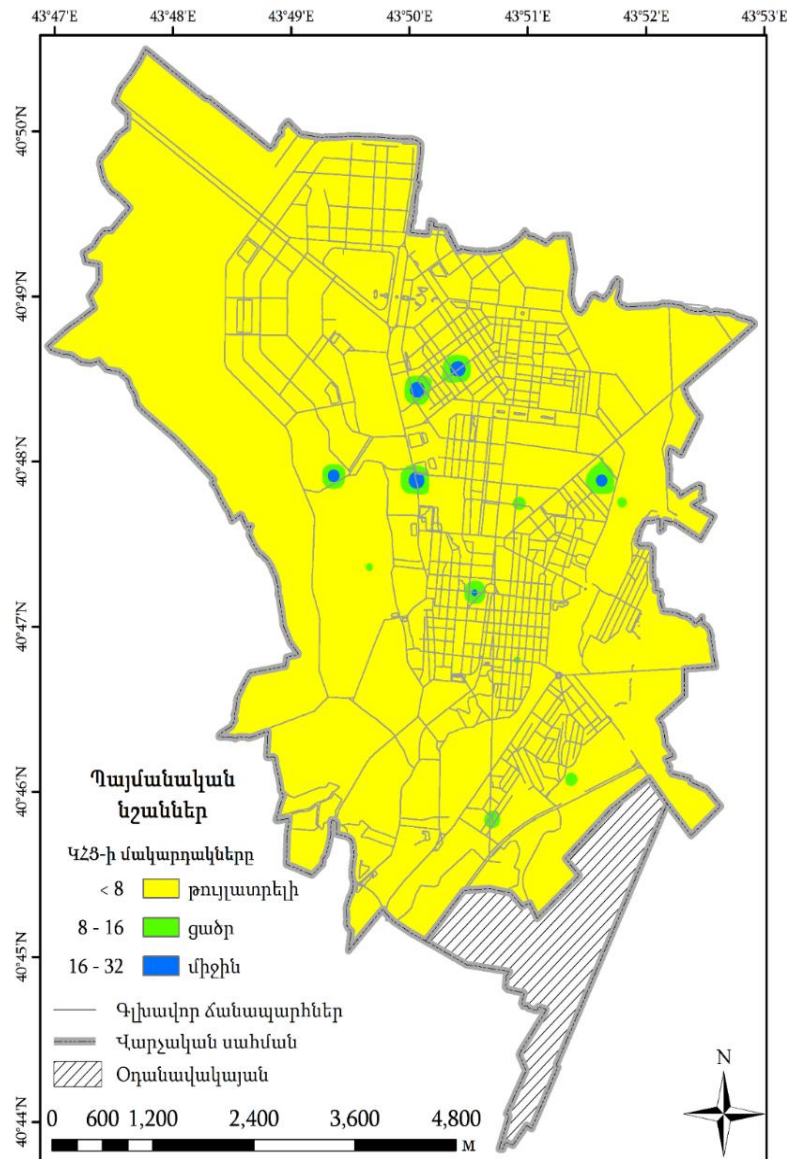
Աղտոտման մակարդակ	N	Միջին սանիտարահիգիենիկ շաք	ԿՅՑ
-------------------	---	-------------------------------	-----

Ի՝ թույլ աղբի, ԿՅՑ<8	429	-	-
II՝ ցածր ԿՅՑ՝ 8-16	8	Pb _(5.3) -Zn _(1.2) -Cd _(1.1)	9.7
III՝ միջին, ԿՅՑ՝ 16-32	6	Pb _(16.5) >Zn _(6.1)	24.7

Ճանդգում. փակագծերում բերված են աղտոտման առանձին մակարդակների դաշտերի սահարաններում միջին պարունակությունների գերազանցումները ՍԹԿ նկատմամբ:

Ըստ ԿՅՑ-ի քաղաքի տարածքում ձևավորվել են հողերի աղտոտվածության երեք մակարդակներ: Սակայն քաղաքի տարածքի 98.7%-ը բնութագրվում է Ի՝ թույլ աղբի մակարդակով: Աղտոտվածության II և III մակարդակների դաշտերը ունեն լոկալ դրսևորումներ: Երկրորդ մակարդակի դաշտում ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ գրանցվել են Pb, Zn և Cd, իսկ III մակարդակի դաշտում Pb և Zn տարրերի դեպքում: II և III մակարդակի դաշտերում Pb-ը հանդես է գալիս, որպես առաջնային աղտոտիչ (III մակարդակի դաշտի սանիտարահիգիենիկ միջին շարքում մասնաբաժինը 66.8%)

Ճանր մետաղներով աղտոտման նմանատիպ պատկերը հավանաբար ունի պատմական բնույթ, քանի որ աղտոտված հողերը տեղակայվում են հիմնականում նախկինում ակտիվ գործող արդյունաբերական օբյեկտների մոտակայքում. Հյուսիսային և արևմտյան հատվածում «Էլեկտրոն» գործարան, արևելյան մասում. Հեծանիվների, մեխի և «Գալվանոմետր» գործարանների, հարավային մասում ներկայումս մասնակիորեն գործող «Ստրոմմաջինա» գործարանի: Այս ենթադրության ապացուցման համար անհրաժեշտ են Գյումրի ք.-ի հողերի մեծամասշտաբ տեղային հետազոտություններ:



Նկար 33. Գյուլմրի քաղաքի հողերում ԿՀՑ արժեքների տարածքային խման քարտեզ

4.5. Պոտենցիալ Էկոլոգիական ռիսկ

Պոտենցիալ Էկոլոգիական ռիսկի ինդեքս հասկացությունը զարգացրել է Հակասոնը, որը կիրառվում է գնահատելու համար ծանր մետաղներով աղտոտման պոտենցիալ ռիսկը [107]:

Միատարր PERI-ի (Er) միջին, նվազագույն և առավելագույն արժեքները կազմում են հետևյալ նվազող շարքերը.

միջին. $Cd_{(176.1)} > Hg_{(38.6)} > Pb_{(17.4)} > As_{(11.0)} > Cu_{(6.9)} > Zn_{(2.1)}$,

նվազագույն. $Hg_{(16.9)} > Cu_{(3.2)} > As_{(2.9)} > Pb_{(1.2)} > Cd_{(0.5)} > Zn_{(0.4)}$,

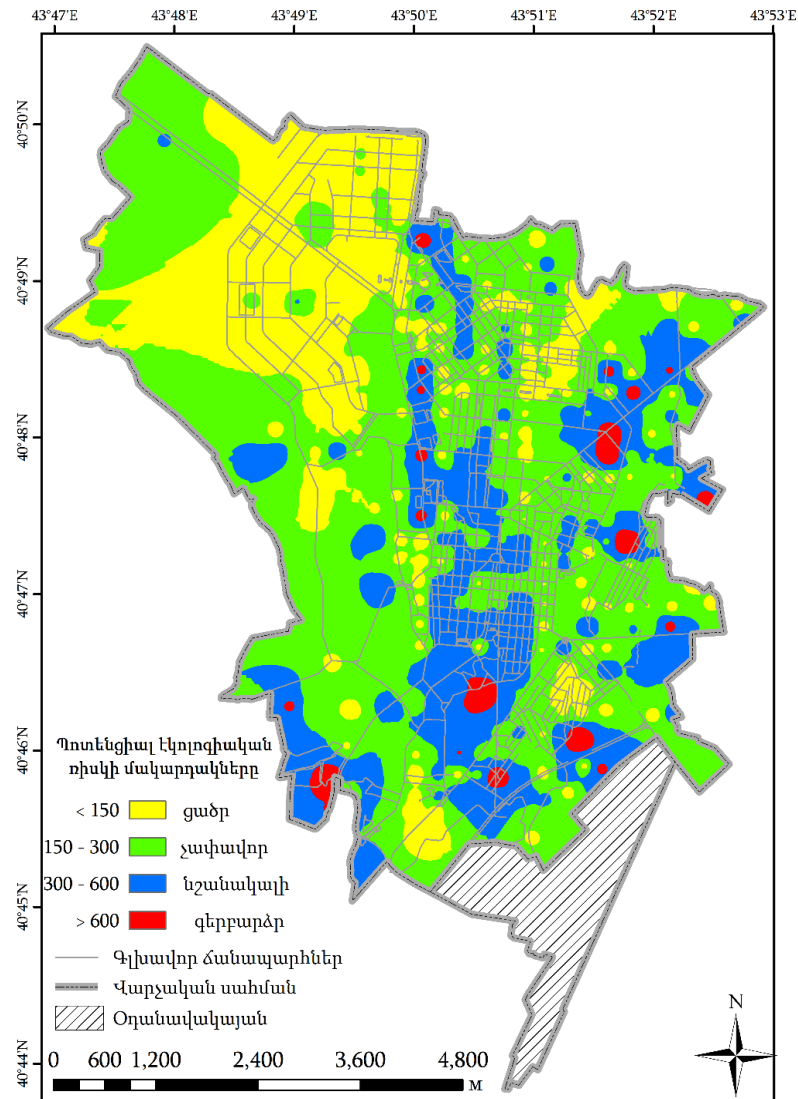
առավելագույն. $Cd_{(1832.7)} > Pb_{(369.4)} > Hg_{(213.4)} > As_{(11.0)} > Zn_{(2.1)} > Cu_{(6.9)}$:

RI (252.1) միջին արժեքը համապատասխանում է ռիսկի չափավոր մակարդակին, այն դեպքում, երբ գրանցված մաքսիմում արժեքը (1897.8) պատկանում է շատ բարձր մակարդակին:

Հաստատվել է, որ դիտարկված վեց տարրերից (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, As) Cu-ով պայմանավորված ռիսկը բոլոր հողային նմուշներում համապատասխանում է PERI-ի ցածր մակարդակին: Zn և As-ով պայմանավորված ռիսկը նույնպես համապատասխանում է ցածր մակարդակին, մինչդեռ Zn-ի դեպքում մեկ նմուշում և As-ի դեպքում երկու նմուշում գրանցվել է PERI-ի չափավոր մակարդակ: Hg, Cd և Pb-ից, միայն Cd և Pb-ի դեպքում են գրանցվել PERI-ի բոլոր մակարդակները՝ ցածրից մինչև շատ բարձր, Hg-ի համար՝ ցածրից մինչև բարձր:

Գումարային PERI-ի դաշտերի տարածական բաշխվածությունը բերված է նկար 34-ում: Ինչպես երևում է նկարից, Գյումրի ք.-ի սահմաններում հիմնականում գերակշռում են գումարային PERI-ի ցածր և չափավոր մակարդակները և համապատասխանաբար զբաղեցնում են քաղաքի տարածքի 23.6% (10.5 կմ², 183 նմուշներ) և 52.7%-ը (23.4 կմ², 128 հողային նմուշներ): Գումարային PERI-ի չափավոր մակարդակի համեմատաբար մեծ դաշտեր տեղակայված են քաղաքի հարավային և հյուսիս-արևելյան հատվածներում և շրջափակում են գումարային PERI-ի լոկալ բնույթ կրող շատ բարձր դաշտերին: Գումարային PERI-ի նշանակալի և շատ բարձր մակարդակի դաշտերը զբաղեցնում են քաղաքի տարածքի համապատասխանաբար 21.8% (9.7 կմ², 111 նմուշտներ) և 1.8% (0.8 կմ², 21 նմուշներ):

Ամփոփելով պետք է նշել որ, Գյումրի ք.-ի հողերում PERI-ի շատ բարձր մակարդակներ գրանցվել են Cd և Pb-ի պարունակությունների դեպքում: Այսպիսով ինչպես երկրաքիմիական տեսանկյունից, այնպես էլ էկոլոգիական ռիսկի գնահատման տեսանկյունից, Cd և Pb-ը Գյումրի ք.-ի հողերի համար հանդիսանում են առաջնային աղտոսիջներ:



Նկար 34. ԳոԼ մարայի ն PERI-ի մակարդակների տարածական բաշխվածությունը քարտեզ

Համաձայն գոԼ մարայի ն PERI-ի, ԳյոԼմրի ք.-ի տարածքում հիմնականում գերակայում են գոԼ մարայի ն PERI-ի չափավոր մակարդակները:

Հետազոտության արդյունքները մատնանշում են առավել մանրամասն առողջության ռիսկի գնահատման և բժշկական ոգիական հետազոտությունների իրականացման կարևորությունը:

4.6. ԳյոԼմրի քաղաքի տարածքի սերունդների փոշու և հողերի ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակների համեմատություն

Տերևների փոշու և նմուշառման հենակետերի շրջակայքի հողերի ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակների համեմատության համար համադրվել են հողերում և փոշու ծանր

մետաղներով բազմատարր գումարային աղտոտման մակարդակներն՝ ըստ ԱԳԳ և ԿՅՑ ցուցանիշների:

Համաձայն կոռելյացիոն վերլուծության արդյունքների (աղ. 21), փոշու մ և հողերում ծանր մետաղների պարունակությունների միջև նշանակալի կոռելյացիա չի գրանցվել: Նշանակալի չէ նաև կոռելյացիոն գործակիցների արժեքները բազմատարր աղտոտումը բնութագրող պարամետրերի՝ ԱԳԳ և ԿՅՑ-ի միջև:

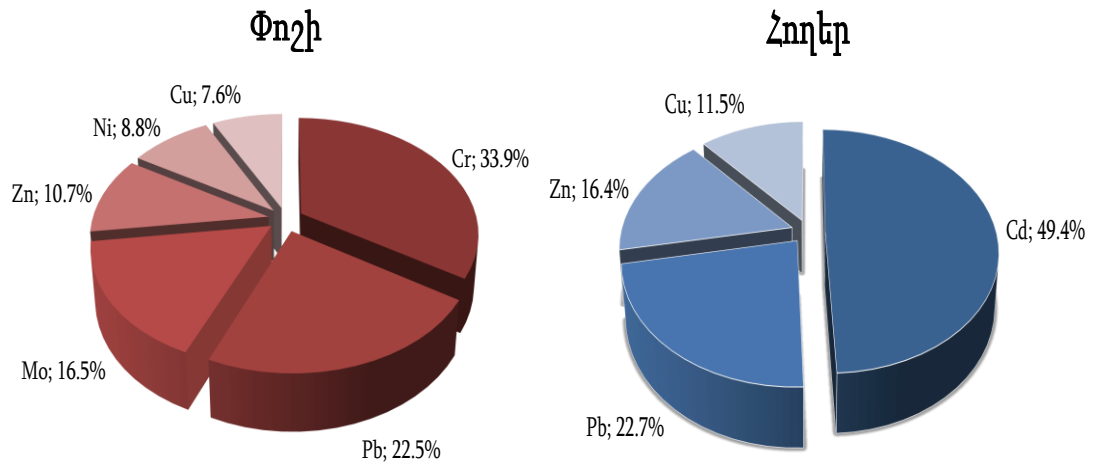
Ինչպես երևում է աղյուսակ 21-ից, փոշու առաջնային աղտոտիչներ են հանդիսանում Cr, Pb-ը: Տարրերի այս շարքից առաջնայնություները պատկանում է Cr-ին: Տերևների փոշու երկրաբիմիական շարքերի մեծամասնություներում առկա են Zn-ը (52%-ում) և Ni-ը (48%): Հողերի առաջնային աղտոտիչներ է հանդիսանում Cd-ը, որը գլխավորում է երկրաբիմիական շարքերի 71%-ը, և Pb-ը, որը շարքերի մեծամասնություներում հետևում է Cd-ին, իսկ շարքերի 29%-ում առաջին տեղում է: Հողերի շարքերի մեծամասնություներում առկա են Zn և Cu-ը (աղ. 21):

Ինչպես երևում է աղյուսակներ 10, 14-ից թե՛ տերևների փոշու մ, թե՛ հողերում ծանր մետաղների նվազագույն պարունակությունները ֆոնը չեն գերազանցում, ահա թե ինչու նվազագույն երկրաբիմիական շարքը բացակայում է: Տերևների փոշու առավելագույն և միջին երկրաբիմիական շարքերի որակական կազմը նույնն է, փոփոխվում են միայն քանակական ցուցանիշները: Հողերի միջին և առավելագույն շարքերում առաջնայնություները պատկանում է Cd-ին, որին հաջորդում են Pb և Zn-ը:

Տերևների փոշու միջին երկրաբիմիական շարքի գումարային ինտենսիվության մեջ առավել մեծ մասնաբաժիններ ունեն Pb և Cr, որոնց գումարային մասնաբաժինը շարքերի ինտենսիվություներում 56.4% է (կ. 35): Տերևների նմուշառման հենակետերի շրջակայքի հողերում պատկերն այլ է. առավելագույն մասնաբաժինը պատկանում է Cd-ին՝ 49.4%:

Աղյուսակ 22-ում բերված սանիտարահիգիենիկ շարքերի վերլուծություները ցույց է տալիս, որ թե՛ փոշու, թե՛ հողերի առաջնային աղտոտիչներ են հանդիսանում Pb և Zn-ը: Cr-ը տերևների

փոշու սանիտարահիգիենիկ շարքերը գլխավորում է դեպքերի 9.5%-ում:



Նկար 35. Գյուլմրի քաղաքի տերևների փոշու և հողերում ծանր մետաղների միջին երկրաբանական շարքերի գումարային ինտենսիվությունը նույն տարրերի մասնաբաժինները

Տերևների նմուշառման հետևյալ տերիտորիայի հողերի սանիտարահիգիենիկ շարքերը կազմում են միայն Pb և Zn-ը, իսկ փոշու սանիտարահիգիենիկ շարքերն ավելի բազմատարր են, ինչի հետևանքով փոշու սանիտարահիգիենիկ շարքերն ավելի ինտենսիվ են՝ հողերի հետ համեմատած:

Փոշում և հողերում ծանր մետաղների նվազագույն պարունակությունները չեն գերազանցում ՍԹԿ, հողերի միջին պարունակությունները ևս ՍԹԿ-ի սահմաններում են: Փոշու սանիտարահիգիենիկ միջին շարքը կազմված է միայն Pb-ից՝ 1.2 անգամ ՍԹԿ գերազանցումով:

Փոշու և հողերի բազմատարր գումարային աղտոտման մակարդակները ԱԳԳ և ԿՅՑ ցուցանիշներով հիմնականում համընկնում են (աղ. 23), ԿՅՑ ցուցանիշների առումով բացառություն են կազմում GL-28, GQ-24 կետերը, որտեղ հողերի դեպքում գտնվում են թույլատրելի մակարդակում, իսկ տերևների փոշու դեպքում՝ աղտոտման ցածր մակարդակում: Ըստ ԱԳԳ ցուցանիշի բառացությունն է GY-16 հետևյալ տեղում, որտեղ հողերը գտնվում են II մակարդակի դաշտում, չնայած տերևների փոշին՝ I մակարդակում:

Գյուղի քաղաքի տերևների փոշու մ և տերևների նմուշառման հենակետերի շրջակայքի հողերում մ
ծանր մետաղների միջին երկրաքիմիական շարքերը և ԱԳԳ

Նմուշարկման հենակետ	Տերևների փոշու երկրաքիմիական շարք	ԱԳԳ	Հողերի երկրաքիմիական շարք	ԱԳԳ
GAA-20	Pb _(5.7) -Cr _(3.6)	8.2	Cd _(11.7) >Pb _(3.0) -Cu _(1.6) -Zn _(1.5)	14.7
GAA-30	Cr _(2.8) -Pb _(1.5) -Mo _(1.2)	3.5	Cd _(5.5) -Pb _(1.9) -Zn _(1.5) -Cu _(1.4)	7.2
GAC-12	Cr _(4.1) -Pb _(3.7) -Zn _(1.4) -Ni _(1.2) -Cu _(1.1) -Mo _(1.1)	7.6	Cd _(8.4) -Pb _(2.2) -Zn _(1.7) -Cu _(1.5)	9.8
GC-4	Cr _(5.1) -Pb _(2.7) -Ni _(1.5) -Cu _(1.2) -Mo _(1.2)	7.7	Cd _(3.3) -Cu _(1.2)	2.5
GI-25	Cr _(8.0) -Mo _(5.3) -Cu _(4.6) -Pb _(3.4) -Zn _(3.0) -Ni _(2.3)	21.7	Cd _(5.6) -Pb _(2.0)	5.6
GI-9	Cr _(8.1) -Pb _(4.5) -Mo _(2.5) -Zn _(2.0) -Ni _(1.8) -Cu _(1.3)	15.2	Cd _(1.1) -Cu _(1.0)	1.1
GJ-17	Pb _(2.0) -Cr _(1.6)	2.6	Pb _(2.6) -Zn _(2.0) -Cu _(1.3)	3.9
GL-28	Pb, Cr _(12.9) >Zn _(4.1) -Ni _(2.8) -Mo _(2.1)	30.8	Pb _(4.3) -Cd _(4.0) -Zn _(2.6) -Cu _(1.4)	8.3
GM-12	—	—	Cd _(4.3) -Pb _(2.8) -Zn _(1.9) -Cu _(1.1)	7.1
GM-20	Cr _(2.3) -Mo _(1.7) -Pb _(1.4)	3.3	Cd _(1.7) -Pb _(1.1)	1.8
GM-4	Cr _(3.8) -Mo, Pb _(1.7) -Cu _(1.4) -Ni _(1.1)	5.7	Pb _(2.8) -Cd _(1.9) -Zn _(1.8) -Cu _(1.3)	4.7
GP-8	Cr _(9.6) -Mo _(9.2) -Pb _(2.6) -Ni _(2.5) -Zn _(2.4)	22.3	Cd _(7.0) -Pb _(2.2) -Zn _(1.4) -Cu _(1.2)	8.8
GQ-16	Cr _(3.4) -Pb _(2.8) -Zn _(2.6)	6.8	Pb _(4.4) -Cd _(4.1) -Zn _(2.0) -Cu	7.8
GQ-24	Cr _(14.5) >Pb _(9.2) -Zn _(7.1) -Cu _(6.0) -Mo _(5.5) -Ni _(4.1)	41.4	Cd _(12.0) >Zn _(2.6) -Pb _(2.4) -Cu	13.1
GQ-32	Cr _(1.9)	1.9	Pb _(4.5) -Cd _(2.8) -Zn _(2.4) -Cu _(1.2)	11.7
GT-13	Pb _(1.5) -Cr _(1.3)	1.9	Cd _(8.9) -Zn _(2.8) -Pb _(2.7) -Cu _(1.3)	6.8
GU-20	Cr _(7.7) -Mo _(7.1) -Pb _(3.2) -Ni _(1.8) -Zn _(1.5)	17.2	Pb _(3.1) -Zn _(2.7) -Cd _(2.2) -Cu _(1.4)	4.3
GU-28	Cr, Zn _(1.4)	1.8	Cd _(7.1) -Zn _(3.5) -Pb _(3.4) -Cu _(1.4)	11.5
GU-36	Cr _(6.6) -Pb _(5.1) -Mo _(3.5) -Ni _(1.9) -Cu _(1.1) -Zn _(1.0)	14.2	Cd _(3.4) -Zn _(1.4) -Pb _(1.2)	3

Աղյուսակ 21. (շուրջի նկարագրում)

Նմուշառման հենակետ	Տերևների փոշու երկրաքիմիական շարք	ԱԳԳ	Հողերի երկրաքիմիական շարք	ԱԳԳ
GX-25	Cr _(2.8) -Pb _(1.0)	2.8	Cd _(3.8) -Pb _(2.8) -Zn _(1.5) -Cu _(1.3)	6.4
GY-16	Mo, Cu _(3.6) -Pb _(2.8) -Zn _(1.8)	8.8	Cd _(17.2) >Pb _(3.1) -Zn _(2.7) -Cu _(2.5)	20.5
Առավելագույն	Cr _(14.5) -Pb _(12.9) >Mo _(9.2) -Zn _(7.1) -Cu _(6.0) -Ni _(4.1)	48.9	Cd _(17.5) >Pb _(4.5) -Zn _(3.5) -Cu _(2.5)	22.8
Միջին	Cr _(5.0) -Pb _(3.3) -Mo _(2.4) -Zn _(1.6) -Cu _(1.3) -Ni _(1.1)	9.8	Cd _(5.6) -Pb _(2.6) -Zn _(1.9) -Cu _(1.3)	8.3

Ծանոթում. փակագծերում բերված են ֆոնի նկատմամբ պարունակությունների գերազանցումները, «—» տվյալ նմուշառման հենակետում ծանր մետաղների պարունակությունները չեն գերազանցում ֆոնը, որի պատճառով երկրաքիմիական շարք չի կազմվել և ԱԳԳ չի հաշվարկվել :

Աղյուսակ 22

Գյուլմրի քաղաքի տերևների փոշու և տերևների նմուշառման հենակետերի շրջակայքի հողերում ծանր մետաղների սանիտարահիգիենիկ միջին շարքերը և ԿՅՑ

Նմուշառման հենակետ	Փոշի		Հողեր	
	Սանիտարահիգիենիկ շարք	ԿՅՑ	Սանիտարահիգիենիկ շարք	ԿՅՑ
GAA-20	Pb _(2.0)	3.5	Pb _(1.1)	3.2
GAA-30	—	—	—	—
GAC-12	Pb _(1.3)	3.4	—	—
GC-4	—	—	—	—
GI-25	Zn, Cu _(1.4) -Pb, Cr _(1.2)	6.1	—	—
GI-9	Pb _(1.6) -Cr _(1.2)	4.9	—	—
GJ-17	—	1.6	—	—
GL-28	Pb _(4.6) -Cr _(1.9) -Zn _(1.8) -Ni _(1.1)	9.6	Pb _(1.5) -Zn _(1.2)	3.9
GM-12	—	—	—	—
GM-20	—	—	—	—
GM-4	—	—	—	—

Աղյուսակ 22 (շարունակություն)

Նմուշառման	Փոշի	Հողեր
------------	------	-------

հենակետ	Սանիտարահիգիենիկ շարք	ԿՅՑ	Սանիտարահիգիենիկ շարք	ԿՅՑ
GP-8	Cr _(1.5) –Zn _(1.1)	4.6	–	–
GQ-16	Zn _(1.2) –Pb _(1.0)	3.3	Pb _(1.6)	3.7
GQ-24	Pb _(3.3) –Zn _(3.2) –Cr _(2.2) –Cu _(1.8) –Ni _(1.6)	12.2	Zn _(1.2)	3.7
GQ-32	–	–	Zn _(1.3)	3.7
GT-13	–	–	Pb _(1.6) –Zn _(1.1)	3.8
GU-20	Cr _(1.2) –Pb _(1.1)	3.9	Zn _(1.2) –Pb _(1.1)	3.5
GU-28	–	–	Zn _(1.6) –Pb _(1.2)	4.3
GU-36	Pb _(1.8)	4.4	–	–
GX-25	–	–	Pb _(1.0)	2.7
GY-16	Pb _(1.0)	2.9	Zn _(1.2) –Pb _(1.1)	4.9
Նվազագույն	–	–	–	–
Առավելագույն	Pb _(4.6) –Zn _(3.2) –Cr _(2.2) –Cu _(1.8) –Ni _(1.6)	13.5	Pb, Zn _(1.6)	5.9
Միջին	Pb _(1.2)	3.5	–	–

Նախնական. փակագծերում բերված են ՍԹԿ [13] նկատմամբ պարունակությունների գերազանցումները, «–»՝ տվյալ նմուշում հենակետում ծանր մետաղների պարունակությունները չեն գերազանցում ՍԹԿ, որի պատճառով երկրաբանական շարք չի կազմվել և ԿՅՑ չի հաշվարկվել :

Տերևների փոշու և հողերի բազմատարր աղտոտման մակարդակների համադրում

Նմուշան հեռավորություն	Միջավայր	Աղտոտման մակարդակ ըստ ԱԳԳ		Աղտոտման մակարդակ ըստ ԿՅՑ	
		I մակարդակ. փոշու ԱԳԳ<64, հողերի ԱԳԳ<16	II մակարդակ. փոշու ԱԳԳ՝ 64-128, հողերի ԱԳԳ՝ 16-32	I մակարդակ ԿՅՑ<8	II մակարդակ ԿՅՑ՝ 8-16
GAA-20	Տերևների փոշի	8.2	—	3.5	—
	Հողեր	14.7	—	3.2	—
GAA-30	Տերևների փոշի	3.5	—	1.5	—
	Հողեր	7.2	—	2.6	—
GAC-12	Տերևների փոշի	7.6	—	3.4	—
	Հողեր	10.8	—	2.9	—
GC-4	Տերևների փոշի	7.7	—	3.1	—
	Հողեր	4.2	—	1.9	—
GI-25	Տերևների փոշի	21.7	—	6.1	—
	Հողեր	6.8	—	2.3	—
GI-9	Տերևների փոշի	15.2	—	4.9	—
	Հողեր	1.1	—	0.9	—
GJ-17	Տերևների փոշի	2.6	—	1.6	—
	Հողեր	3.9	—	2.6	—
GL-28	Տերևների փոշի	30.8	—	—	9.6
	Հողեր	9.3	—	3.9	—
GM-12	Տերևների փոշի	1.0	—	0.6	—
	Հողեր	7.1	—	2.8	—
GM-20	Տերևների փոշի	3.3	—	1.4	—
	Հողեր	1.8	—	1.2	—
GU-28	Տերևների փոշի	1.8	—	1.3	—
	Հողեր	12.9	—	4.3	—
GU-36	Տերևների փոշի	14.2	—	4.4	—
	Հողեր	4.1	—	2.0	—
GX-25	Տերևների փոշի	2.8	—	1.3	—
	Հողեր	6.4	—	2.7	—

Աղյուսակ 23 (շարունակություն)

Նմուշան հեռավորություն	Միջավայր	Աղտոտման մակարդակ ըստ ԱԳԳ		Աղտոտման մակարդակ ըստ ԿՅՑ	
		I մակարդակ. փոշու ԱԳԳ<64, հողերի ԱԳԳ<16	II մակարդակ. փոշու ԱԳԳ՝ 64-128, հողերի ԱԳԳ՝ 16-32	I մակարդակ թույլատրելի ԿՅՑ<8	II մակարդակ ԿՅՑ՝ 8-16
GY-16	Տերևների փոշի	8.8	—	2.9	—
	Հողեր	—	23.6	4.9	—
GM-4	Տերևների փոշի	5.7	—	2.4	—
	Հողեր	4.7	—	2.5	—
GP-8	Տերևների փոշի	22.3	—	4.6	—
	Հողեր	8.8	—	2.5	—
GQ-16	Տերևների փոշի	6.8	—	3.3	—
	Հողեր	9.1	—	3.7	—
GQ-24	Տերևների փոշի	41.4	—	—	12.2
	Հողեր	15.6	—	3.7	—
GQ-32	Տերևների փոշի	1.9	—	1.1	—
	Հողեր	12.8	—	3.7	—
GT-13	Տերևների փոշի	1.9	—	1.4	—
	Հողեր	8.0	—	3.8	—
GU-20	Տերևների փոշի	17.2	—	3.9	—
	Հողեր	6.7	—	3.5	—

Ամփոփելով փոշու և հողերի ծանր մետաղներով բազմատարր աղտոտման մակարդակների համեմատությունը՝ հարկ է նշել, որ ըստ ֆոնի նկատմամբ տարրերի պարունակությունների գերազանցումների՝ փոշու առաջնային աղտոտիչներն են հանդիսանում Cr, Pb-ը, իսկ հողերի համար՝ Cd և Pb-ը:

Ըստ ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումների՝ թե՛ փոշու, թե՛ հողերի առաջնային աղտոտիչներն են Pb և Zn-ը: Փոշու սանիտարահիգիենիկ շարքերի 9.5%-ում առաջնայինությունը պատկանում է Cr-ին:

Փոշու և հողերի բազմատարր գումարային աղտոտման մակարդակները՝ ըստ ԱԳԳ և ԿՅՑ-ի, հիմնականում համընկնում են, սակայն փոշում ծանր մետաղների կարգաբեղումները ավելի ինտենսիվ են, քան հողերում:

4.7 Պյոլմրի քաղաքի հողերում մթանր մետաղներից առողջական ռիսկի գնահատում

Քաղաքային հողերը հանդիսանում են ծանր մետաղների մարդու օրգանիզմ թափանցման միջոցներից մեկը՝ անցնելով օրգանիզմ երեք ուղիների միջոցով՝ կլանում, շնչառություն և մաշկ: Ինչպես ցույց են տվել որոշ հետազոտություններ նշված ուղիներից հիմնական և առաջնային ուղին հանդիսանում է կլանումը, իսկ մնացած ուղիների դերը աննշան է: Այս իսկ պատճառով սույն ենթագլխում մարդկանց առողջական ռիսկի գնահատման ժամանակ դիտարկվել է միայն կլանման ուղին: Առողջական ռիսկ հաշվարկվել է ինչպես երեխաների, այնպես էլ մեծահասակների համար: Իրականացվել է և՛ ոչ քաղցկեղածին և՛ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատում [148, 172, 176]:

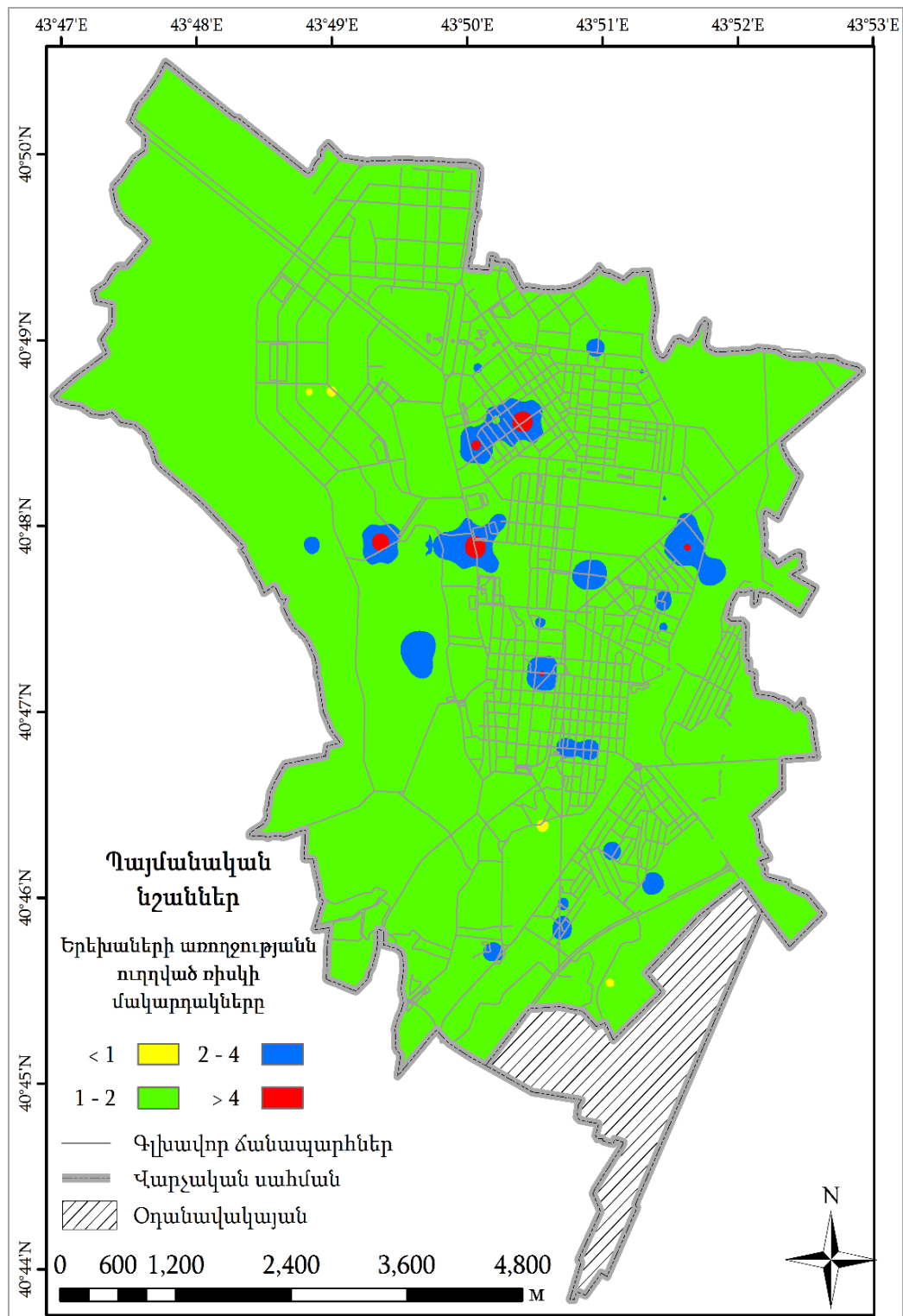
Ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման արդյունքները (*հավելված, աղ. 9*) ցույց են տվել, որ ոչ քաղցկեղածին ռիսկ մեծահասակների մոտ ոչ մի տարրից չի դիտվել: Գումարային (HI) կամ բազմատարր ռիսկի արժեքը մեծահասակների մոտ նույնպես գտնվում է թույլատրելի սահմաններում (<1)՝ HI-ին տատանվում է 0.16-0.79 սահմաններում:

Ի տարբերություն մեծահասակների, երեխաների մոտ առանձին տարրերով՝ Pb, Cu, դիտվել է ոչ քաղցկեղածին ռիսկ՝ մեկական նմուշներում՝ կազմելով համապատասխանաբար 1.3 և 6.3: Բազմատարր ռիսկի դեպքում, ռիսկ առկա է նմուշների 99%-ում, բազմատարր HI տատանման սահմանը կազմում է 0.85-7.42: Ռիսկ պարունակող նմուշների հիմնական մասում HI-ն գտնվում է պայմանականորեն առանձնացված 2-րդ մակարդակում ($2 < HI < 4$): Ռիսկային դաշտերը լոկալ դրսևորումներով ցրված են քաղաքի տարածքով մեկ: Պայմանականորեն առանձնացված 4-րդ մակարդակի դաշտը, որտեղ $HI > 4$, զբաղեցնում է 0.11 կմ² (ընդհանուրի 0.25%), 3-րդ մակարդակի դաշտը՝ 1.5 կմ² (ընդհանուրի 3.38 %), 2-րդ մակարդակի դաշտ՝ 42.75 կմ² (ընդհանուրի 96.3 %), 1-ին մակարդակի դաշտը 0.03 կմ² (ընդհանուրի 0.07 %) (*Նկ. 36*):

Քաղցկեղածին ռիսկի գնահատումը ցույց է տվել, որ դիտարկված As-ի կլանման ուղուց քաղցկեղածին ռիսկ չի գրանցվել:

Քաղցկեղածին ռիսկի արժեքը տատնվում է $4.71E-08$ -ից $7.63E-06$ սահմաններում: Նմուշների 66%-ում գրանցվել է $>10^{-6}$ արժեք, որը համապատասխանում է ռիսկի ցածր մակարդակին:

Ամփոփելով կարող ենք ասել, որ հողերում տարրերի նման պարունակությունները ռիսկ ներկայացնում են միայն երեխաների համար: Բազմատարր HI տատանման սահմանը կազմում է $0.85-7.42$ ՝ նմուշների հիմնական մասում HI-ին գտնվում է 2-ից 4-ն ընկած սահմաններում, իսկ մեծահասակների մոտ HI տատանման սահմանը կազմում է $0.16-0.79$ -ը:



Նկար 36. Երեխաների առողջության ու թաղծկեղածին ռիսկի մակարդակների տարածական բաշխվածության քարտեզ

ԵԶՐԱԿԱՑՈՒ ԹՅՈՒՆՆԵՐ

1. Գյուլմրի քաղաքի տարածքի տերևների փոշու միջին ծանրաբեռնվածությունը (188.9 կգ/կմ^2 օրական) համապատասխանում է աղտոտման ցածր մակարդակին, տատանվում է ցածրից (0.17 կգ/կմ^2

օրական) մինչև բարձր (482.6 կգ/կմ^2 օրական) մակարդակներում: Փոշու պարունակությունը տատանվում է $0.035-0.962$, միջինում՝ 0.224 մգ/մ^3 ՝ գերազանցելով միջին օրական ՍԹԿ-ն՝ 1.5 , իսկ առավելագույնը՝ 1.9 անգամ: Նմուշների 52% -ում փոշու պարունակությունները գերազանցել են միջին օրական ՍԹԿ: Առկա է փոշու ծանրաբեռնվածության և փոշու պարունակության լոգտրանսֆորմացված արժեքների բացասական կոռելյացիա, որը հաստատվում է տարածական բաշխվածությամբ: Փոշու բարձր պարունակությունները գրանցվել են քաղաքի արևելքում և հարավ-արևելքում, մինչդեռ փոշու համեմատաբար բարձր ծանրաբեռնվածություն գրանցվել է՝ արևմուտքում:

2. Տերևների փոշում Pb, Zn, Cu, Cr, Ni և Mo-ի միջին պարունակությունները գերազանցել են երկրաբիմիական ֆոնը, առաջնային աղտոտիչներն են Cr և Pb-ը՝ գերազանցելով ֆոնը համապատասխանաբար 5.0 , 3.3 անգամ: Pb-ի պարունակությունները գերազանցել են նաև ՍԹԿ՝ միջինում 1.2 , առավելագույնը՝ 4.6 անգամ: ՍԹԿ գերազանցումներ գրանցվել են նաև Zn (3.2), Cr (2.2), Cu (1.8), Ni-ի (1.6 անգամ) առավելագույն պարունակությունների համար: Տերևների փոշում ծանր մետաղների Աղտոտման գումարային գործակցի (ԱԳԳ) արժեքները տատանվում են $1.0-46.4$ սահմաններում, միջինը՝ 10.8 , որոնք համապատասխանում են աղտոտման ցածր մակարդակին: Կոնցենտրացիայի հանրագումարային ցուցանիշի (ԿՅՑ) արժեքը տատանվում է $0.6-12.15$ սահմաններում, միջին արժեքը՝ 3.55 գտնվում է թույլատրելի մակարդակում:

3. Գյումրի քաղաքի հողերում ծանր մետաղների միջին երկրաբիմիական շարքը հանդես է գալիս հետևյալ նվազող շարքով. $\text{Cd}_{(5.9)}-\text{Pb}_{(3.5)}-\text{Zn}_{(2.1)}-\text{Ag}_{(1.9)}-\text{Cu}_{(1.4)}-\text{Hg, As}_{(1.1)}$: Առաջնային աղտոտիչ Cd և Pb-ը քաղաքի տարածքում հանդես են գալիս 5 մակարդակի պարունակությունների դաշտերով, առավել ինտենսիվ կարգաշեղումների դաշտերը հանդես են գալիս լոկալ կետային ձևակառուցվածքով: Ըստ Աղտոտման գումարային գործակցի (ԱԳԳ) քաղաքի հողերը միջինում բնութագրվում են աղտոտման ցածր մակարդակով: Աղտոտման բարձր և միջին մակարդակի դաշտերը լոկալ դրսևորումներով հանդես են գալիս քաղաքի արևելյան,

կենտրոնական և հարավային առավել խիտ բնակեցված հատվածներում:

4. Գյուլմրի քաղաքի հողերում ծանր մետաղների պարունակությունների սանիտարահիգիենիկ գնահատումը ցույց տվեց, որ միջին պարունակությունների դեպքում ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցում առկա է միայն Pb-ի համար (1.2 մկգ/մ), առավել ագույն գերազանցումը հասնում է մինչև 26.4 մկգ/մ: Գերազանցումներ գրանցվել են նաև Zn, Cd, Cu-ի համար: Ըստ ԿՅՑ-ի քաղաքի տարածքի 98.7%-ը բնութագրվում է թույլ ատրելի մակարդակով: Աղտոտվածության II և III մակարդակների դաշտերը ունեն լոկալ դրսևորումներ՝ Pb-ը այստեղ հանդես է գալիս, որպես առաջնային աղտոտիչ:

5. Տերևների փոշու և հողերի բազմատարր աղտոտման մակարդակները (ԱԳԳ, ԿՅՑ) հիմնականում համընկնում են, սակայն փոշում ծանր մետաղների կարգաշեղումներն ավելի ինտենսիվ են, քան հողերում:

6. Գյուլմրի քաղաքի տարածքի հողերում Պոտենցիալ էկոլոգիական ռիսկի ինդեքսի (PERI) շատ բարձր մակարդակներ գրանցվել են Cd և Pb-ի պարունակությունների դեպքում: Համաձայն գումարային PERI-ի, Գյուլմրի քաղաքի տարածքում հիմնականում գերակայում է չափավոր մակարդակը:

7. Առողջական ռիսկի գնահատման արդյունքները ցույց են տվել, որ ոչ քաղցկեղածին ռիսկ փոշում ծանր մետաղներից չի գրանցվել: Հողերում երեխաների առողջության համար ոչ քաղցկեղածին ռիսկ գրանցվել է պայմանավորված Cu և Pb-ով: Քաղցկեղածին ցածր ռիսկ փոշում առկա է միայն Cr-ի դեպքում:

8. Ծանր մետաղներով աղտոտման նմանատիպ պատկերը ունի պատմական բնույթ, քանի որ առավել աղտոտված հողերը տեղակայվում են հիմնականում նախկինում ակտիվ գործող արդյունաբերական օբյեկտներին կից տարածքում. հյուսիսում և արևմուտքում՝ «Էլեկտրոն» գործարան, արևելքում՝ հեծանիվների, մեխի և «Գալվանոմետր» գործարաններ, հարավում՝ ներկայումս մասնակիորեն գործող «Ստրոմմաշինա» գործարան:

ԳՐԱԿԱՆՈՒԹՅԱՆ ՑԱՆԿ

1. Բաղդասարյան Ա.Բ., Աբրահամյան Գ.Ս., Ալեքսանդրյան Գ.Ա. Հայկական ՍՍՀ ֆիզիկական աշխարհագրություն // ՀՍՍՀ ԳԱ հրատ., Երևան, 1971, 469 էջ:
2. Գաբրիելյան Հ.Կ. Լենինական // Հայաստան 1984, Երևան, 128 էջ:
3. Գյումրի քաղաքի շրջակա միջավայրի վերլուծություն 2005-2008թթ. (GEO Gyumri) // Աշխ. գիտ. դոկտ., Կարինե Դանիելյանի ընդհանուր խմբագրությամբ, Հանուն կայուն մարդկային զարգացման ասոցիացիա, Եր.: 2009, 76 էջ:
4. Խաչատրյան Ա. Ս. Գյումրի քաղաքի կանաչ տնկարկների դենդրոֆլորան և դրա հարստացման հեռանկարները // Սեղմագիր կենս. գիտ. թեկ., Երևան, 2008, 23 էջ:
5. Հայ ԷկոՄոնիթորինգ, արխիվ, տարեկան տեղեկանք, Մակերևութային ջրերի և բնակավայրերի օդային ավազանի վիճակի մասին, http://www.armmonitoring.am/index.php?page_name=6, ազատ:
6. Հայ ԷկոՄոնիթորինգ, Դիտակետեր // Գյումրի, Մթնոլորտային օդի աղտոտվածության որոշման դիտակայան, http://armmonitoring.am/choice_map.php?town=2&send=%D5%A3%D5%B6%D5%A1%D5%AC, ազատ:
7. Հայ ԷկոՄոնիթորինգ // Տարեկան քարտեզներ, Ծծմբի և ազոտի երկօքսիդների միջին տարեկան կոնցենտրացիաների բաշխվածությունը օդային ավազանում, 2014, (ըստ պասիվ նմուշառիչների տվյալների), 2014, Գյումրի, http://armmonitoring.am/choice_annual-map.php?anm_year=2014&anm_num=4&anm_send=%D5%A3%D5%B6%D5%A1%D5%AC, ազատ:
8. ՀՀ Ազգային Վիճակագրական Ծառայություն // Հրապարակումներ, Շրջակա միջավայրը և բնական պաշարները Հայաստանի Հանրապետությունում 2014 թվականին, <http://www.armstat.am/am/?nid=80&id=1695>, ազատ:
9. ՀՀ Առողջապահության նախարարի հրամանը № 01-Ն առ 25 հունվարի 2010 թ. «Հողի որակին ներկայացվող հիգիենիկ պահանջներ № 2.1.7.003-10 սանիտարական կանոնները և նորմերը հաստատելու մասին», Երևան, 2010, <http://www.arlis.am/DocumentView.aspx?DocID=56510>,

ազատ:

10. ՀՀ Բնապահպանության նախարարի Հրամանը № 143-Ն առ 4 հունիսի 2007 թ. // «Մթնոլորտային օդի միևնույն նմուշում (նմուշառում թաղանթային սորբենտի վրա) ազոտի օքսիդի և երկօքսիդի որոշումը», «Մթնոլորտային օդի միևնույն նմուշում (նմուշառում բարբոտաժի մեթոդով) ազոտի օքսիդի և երկօքսիդի որոշումը», «Մթնոլորտային օդում տուրբիդիմետրիկ մեթոդով ծծմբի երկօքսիդի որոշումը», «Մթնոլորտային օդում տուրբիդիմետրիկ մեթոդով (բարիումի քլորիդի մեթոդ) ծծմբի երկօքսիդի որոշումը», «Մթնոլորտային օդում փոշու (կախված մասնիկներ) որոշումը» մեթոդները հաստատելու մասին, Երևան, 2007, <http://www.arlis.am/documentview.aspx?docid=36893> , ազատ:
11. ՀՀ Բնապահպանության նախարարության, Բնապահպանակալական Պետական Տեսչության հաշվետվության նկեր // ՀՀ Բնապահպանության նախարարության աշխատակազմի բնապահպանակալական պետական տեսչության կողմից 2014թ ստուգման ենթակա կազմակերպության նկերի ցանկ, <http://www.mnp.am/?p=325>, ազատ:
12. ՀՀ Բնապահպանության նախարարության. Տեղեկանք ՀՀ Շրջակա միջավայրի վրա Էկոլոգիական մոնիթորինգի արդյունքների մասին, <http://www.armmonitoring.am/>, <http://www.mnp.am/?p=168>, ազատ:
13. ՀՀ Կառավարության № 92-Ն¹¹⁰ որոշում առ 25 հունվարի 2005 թ. // «Հողային ռեսուրսների վրա տնտեսական գործունեության հետևանքով առաջացած ազդեցության գնահատման կարգը հաստատելու մասին», Երևան, 2005, <http://www.arlis.am/DocumentView.aspx?DocID=13401>, ազատ:
14. ՀՀ Կառավարության № 160-Ն որոշում առ 2 փետրվարի 2006 թ. // Բնակավայրերում մթնոլորտային օդն աղտոտող նյութերի սահմանային թույլատրելի խտության նկերի (կոնցենտրացիաների – ՍԹԿ) նորմատիվները հաստատելու մասին (Վերնագիրը փոփ 05.04.07 N 403-Ն), <http://www.arlis.am/documentview.aspx?docid=73837>, ազատ:
15. Մանասյան Մ.Գ., Գրիգորյան Ա.Թ., Պողոսյան Ա.Յ. Շիրակի մարզ: Բնությանը, բնակչությանը, տնտեսությանը // Նահապետ,

Երևան, 2002, 130 էջ:

16. Սաղաթելյան Ա.Կ. և այլոք: «Երևան քաղաքի մթնոլորտային օդում տարրերի երկրաքիմիական հոսքի հետազոտում» // Գիտական և գիտատեխնիկական գործունեության պայմանագրային (թեմատիկ) ֆինանսավորման «11-1e054» ծածկագրով թեմայի ամփոփիչ հաշվետվության 2010-2012, Երևան, 2012, 233 էջ:
17. Սաղաթելյան Ա.Կ. և այլոք: «Ծանր մետաղների ասոցիացիաների հետազոտումը քաղաքակենտրոնացված գոտիներում» // 0101 թեմայի հաշվետվության 2002-2004, Երևան, 2004, 24 էջ:
18. Սաղաթելյան Ա.Կ. և այլոք: «Հանքարդյունաբերության արչամբարների և Կապանի պղինձի կոմբինատի գործունեության ազդեցության գնահատումը Կապան քաղաքի շրջակա միջավայրի վրա (Սյունիքի մարզ)» // հաշվետվության 2007, 76 էջ:
19. Սաղաթելյան Ա.Կ. և ուրիշներ: «Քաղաքակենտրոնացված գոտիներում շրջակա միջավայրի տեխնածին փոփոխության ուսումնասիրության» // 92-236 թեմայով հաշվետվության (1192-1996), Երևան, 1996, 77 էջ:
20. Սաղաթելյան Ա.Կ., Գևորգյան Վ. Ծ., Արևշատյան Ա.Յ., Սահակյան Լ.Վ. Քաղաքի քաղաքի շրջակա միջավայրի վիճակի Էկոլոգաերկրաքիմիական գնահատումը // ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոսֆերային հետազոտության ոլորտների կենտրոնի հրատ., Երևան, 2008, 199 էջ:
21. Վարդանյան Մ. (գլխ. խմբ.) Հայաստանի ազգային առևտրային // Տիգրան Մեծ, Երևան, 2007-2008, Հատոր Ա., 232 էջ:
22. Տեփանոսյան Գ. Հ. Երևան քաղաքի տարածքի երկրաքիմիայի և ծանր մետաղների տեխնածին երկրաքիմիական հոսքի առանձնահատկությունները // Սեղմագիր կենս. գիտ. թեկ., Երևան, 2015, 22 էջ:
23. Амирджаниян Ж.А., Унанян С.А., Арутюнян С. Г. Загрязненность почв Еревана тяжелыми металлами // Хим. с. х., 1989, вып. 1, с. 63-66.
24. Амирджаниян Ж.А., Унанян С.А., Арутюнян С.Г. О загрязненности почв территории г. Кировакана и его окрестностей // Тр. НИИ почвовед. и агрохим. / Госагропрома АрмССР, 1989, вып. 24, с. 120-125.
25. Аракелян В.Б., Хачатрян Г.Э., Татикян С.Ш. и др. Загрязнение почв тяжелыми

- металлами вблизи промышленных объектов в черте города // Тез. Респуб. науч. конф. “Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами” // Изд-во ЦЭНИ НАН РА, Ер., 1996., с. 44-45.
26. Арутюнян А.Б., Багдасарян А.Б., Давтян Г.С. Атлас Армянской ССР // Изд-во АН АрмССР, Ереван – Москва, 1961, 111 с.
27. Аспираторы воздуха автоматические одноканальные АВА 1. (Ава 1–150–02С и Ава 1–120–02А) Паспорт по эксплуатации. ООО НИКИ МЛТ, 2012.
28. Бабаян Г.Г., Агабабян К.А. Современное экологическое состояние водных объектов Республики Армения // Водные ресурсы, 2008, вып. 35 (2), с. 245–250.
29. Багдасарян А.Б. Климат Армянской ССР // Изд. АН Арм. ССР. Ереван, 1958, 150 с.
30. Беляева О.А. Исследования пылепоглотительных свойств древесных растений в сквере им. Х. Абовяна г. Еревана // Мат. Международного семинара молодых ученых “Антропогенная трансформация природной среды.”, Пермь, 2009, с. 203–208.
31. Беляева О.А., Саакян Л.В., Кафян М.О., Бабаян Г.Г., Сагателян А.К. Основные Гидрохимические показатели малых рек города Гюмри // Вестник НПУА. “Химические и природоохранные технологии”, Ер.: 2015, № 2, с. 56-67.
32. Беляева О.А., Тепаносян Г.О., Саакян Л.В., Обеспечение преемственности геохимических исследований городских территории (на примере г. Еревана) // Международная молодежная научная конференция “Проблемы окружающей среды и выделение групп риска среди населения”, Сборник статей, Ереван, 2013., с. 46-55.
33. Беус А.А., Григорян С.В., Ойзерман М.Т., Стояновский А.А., Чолакян П.Г. Руководство по предварительной математической обработке геохимической информации при поисковых работах // Недра, Москва, 1965, 120 с.
34. Геология СССР. Геологическое описание. Армянская ССР // Недра, Москва, 1970, Том 43, 466 с.
35. Джугарян О.А. Экотоксикология техногенного загрязнения // Моногр.-Смоленск: Изд-во “Ойкумена”, 2000, 280 с.
36. Джугарян О.А., Аревшатын С.Г. Мониторинг загрязнения почв токсическими выбросами Ванадзорского химического завода // Мат. III рес. молодеж. науч. конф. “XXI-век: Экологическая наука в Армении”. Изд-во ЦЭНИ НАН РА, Ер.: 2002, с. 86-90.
37. Джугарян О.А., Аревшатын С.Г. Экотоксикологическая оценка техногенного

- загрязнения экосистем промышленных территорий Армении // Мат. меж. науч. семинара “Экотоксикологическая оценка риска загрязнения окружающей среды Кавказа”. – Изд-во ЦЭНИ НАН РА, Ер.: 2002, с. 64-74.
38. Джугарян О.А., Аревшатыан С.Г. Экоотоксикология техногенного загрязнения агрокультур тяжелыми металлами // Естественные науки. – Изд-во НАН РА “Гитутюн”, 1999, вып. 1, с. 12-24.
39. Добровольский Г.В. Почва, город, экология // УДК: 631. 453, Фонд За экономическую грамотность, М., 1997, 310 с.
40. Илькун Г. М. Загрязнители атмосферы и растения // Киев, «Наук. думка», 1978, с. 246.
41. Касимов Н.С., Курбатов А.С., Башкин В.Н. Экология города // Научный мир, М.: 2004, 624 с.
42. **Кафян М.О.** Комплексная Эколого-геохимическая оценка распределения тяжелых металлов в почвах Г. Гюмри (Армения) // Проблемы безопасности окружающей среды, Материалы международной научной конференции государств-членов ОДКБ, сборник статей, Изд-во «Гитутюн» НАН РА, Ер.: 2016, с. 101-109.
43. Лихачева Э.А, Тимофеев Д.А., Жидков М.П. и др. Город – экосистема // ИГРАН, М.: 1996, 336с.
44. Магакян Н.Р., **Кафян М.О.**, Тепаносян Г.О., Беляева О.А., Эколого-геохимическая и санитарно-гигиеническая оценка почв территорий дошкольных учебных учреждений г. Еревана // Международная молодежная научная конференция “Проблемы окружающей среды и выделение групп риска среди населения”, сборник статей, Гитутюн, Ер.: 2013, с. 118-126.
45. Мурадян А.А., Оганесян А.А. Загрязнение почв и растительности г. Абовяна тяжелыми металлами // Тез. рес. науч. конф. “Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами”, 28 июня, 1996.-Изд-во ЦЭНИ НАН РА, Ер.: 1996, с. 52-53.
46. Оганесян А.А., Мурадян А.А. Мониторинг загрязнения тяжелыми металлами почв и овощных культур в г. Ереване // Тез. докл. XI межд. симп. по биондикатором “Современные проблемы биондикации и биомониторинга”, 11-21 сентября, 2001 г. – Сыктывкар, 2001, с. 143.
47. Оганесян А.А., Мурадян А.А., Аревшатыан С.Г. Тяжелые металлы в агроценозах г. Еревана // Тез. III рес. молодеж. науч. конф. “XXII-век: Экологическая наука в Армении”. Ер.: 2002, с. 135-136.

48. Оганесян А.А., Мурадян А.А., Аревшатын С.Г. Фитоиндикация загрязнения тяжелыми металлами г. Еревана // Тез. респ. науч. конф. "Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами", 28 июня, 1996.-Изд-во ЦЭНИ НАН РА, Ер.: 1996, с. 61-62.
49. Оганесян А.А., Мурадян А.А., Барсеян А.А. Изучение содержаний тяжелых металлов в почвах и овощных культурах в г. Гюмри // Мат. IV рес. Молодеж. науч. конф. "XXI-век: Экологическая наука в Армении." Изд.-во ЦЭНИ НАН РА, Ер.: 2002, с. 252–255.
50. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта // Учебное пособие, Издание 3-е, переработанное и дополненное, "Ацтерия-2000", М.: 1999., 768 с.
51. Ревич Б.А., Саэт Ю.Е., Смирнова Р. А., Сорокина Е.П. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами // ИМГРЭ, М.: 1982, 112с.
52. Саакян Л.В. Особенности динамики загрязнения почв г. Еревана тяжелыми металлами (Ag, Pb, Cu, Zn, Ni, Co, Cr, Mo) // Автореф. канд. наук. дисс., Ер.: 2008, 23 с.
53. Саакян Л.В., Беляева О. А., Кафян М.О., Бабаян Г. Г., Сагателян А. К. Оценка качества воды малых рек города Гюмри для орошения // V Международная научно-техническая конференция "Современные проблемы водного хозяйства, охраны окружающей среды, архитектуры и строительства", Тбилиси, Грузия: 2015, с. 218-223.
54. Саакян Л.В., Беляева О.А., Магакян Н.Р., Тепаносян Г.О., Кафян М.О. Оценка уровня загрязнения недифференцированной пылью воздушного бассейна города Еревана и выявление групп риска среди населения // Международная молодежная научная конференция "Проблемы окружающей среды и выделение групп риска среди населения", Сборник статей, (ред.) А. К. Сагателян.-Гитутюн, Ер.: 2013, с. 152-161.
55. Саакян Л.В., Беляева О.А., Тепаносян Г.О., Магакян, Н.Р., Кафян М.О. Оценка уровня загрязнения недифференцированной пылью воздушного бассейна города Ереван // Вестник ГИУА "Химические и природоохранные технологии", Ер.: 2013, вып. 16, №2, ст. 58-67.
56. Сагателян А.К. Особенности распределения тяжелых металлов на территории Армении // Монография. Изд.-во ЦЭНИ НАН РА, Ер.: 2004, 157 с.
57. Сагателян А.К., Джугарян О.А., Аревшатын С.Г. Эколого-геохимическая оценка

- влияния Алавердского горно-металлургического комбината на прилегающие территории // Мат. межд. шк. "Современные методы эколого-геохимической оценки состояния и изменений окружающей среды".-Новороссийск, 2003, с. 127-128.
58. Сагателян А.К., Саакян Л.В. и др. Медико-экологические проблемы Каджаранского рудного района Республики Армении // Колл моногр. Медицинская геология: состояние и перспективы. РОСГЕО, М.- 2010, с. 194-200.
59. Сагателян А.К., Саакян Л.В., Беляева О.А., Тепаносян Г.О. Подходы к обеспечению преемственности результатов геохимических исследований // VI Всероссийская научно-практическая конференция по прикладной геохимии "Интерпретация и оценка разноранговых рудогенных геохимических аномалий в сложных ландшафтно-геологических условиях", Материалы конференции, М.: 2013, с. 45-46.
60. Сагателян А.К., Саакян Л.В., Беляева О.А., Тепаносян Г.О. Проблемы преемственности результатов эколого-геохимических исследований // I научно-практическая конференция с международным участием, Технологическая платформа "Твердые полезные ископаемые": технологические и экологические проблемы отработки приподных и техногенных месторождений, Сборник докладов, Екатеринбург, 2013, с. 131-133.
61. Сает Ю.Е., Башаркевич И.Л., Ревич Б.А. Методические рекомендации по геохимической оценке источников загрязнения окружающей среды // М.: ИМГРЭ, 1982, 66 с.
62. Сает Ю. Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды // М.: "Недра", 1990, 335 с.
63. Стольберг Ф.В. (общ.ред.) Экология города: Учебник для студентов вузов // К.: "Либра", 2000, 464 с.
64. Тепаносян Г.О. Педогеохимические съемки города Еревана и обеспечение их преемственности (на примере Cu) // Вестник НПУА "Химические и природоохранные технологии", 2014, том 17, №2, с. 82-91.
65. Унанян С.А. Загрязнение почв и растительного покрова тяжелыми металлами (Cu, Pb, Mo) вокруг Алавердского горно-металлургического комбината // Автореф. канд. наук. дисс. Ер.: 1987, 25 с.
66. Фомин Г.С., Фомин А.Г. Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартам // Госстандарт России, М.: 2001, 304 с.

67. Янин Е.П. Введение в экологическую геохимию. М.: ИМГРЭ, 1999, 68 с.
68. Abbas H., Kariminejad M. Toxic Metal Distribution in Soils of Kaveh Industrial City, Iran // *World Applied Sciences Journal*, 2010, vol. 8 (11), pp. 1333-1342.
69. Abdul-wahab S., Worthing M., Al-Maamari S. Mineralogy of atmospheric suspended dust in three indoor and one outdoor location in Oman // *Environmental Monitoring and Assessment*, 2005, vol. 107 (1), pp. 313–327.
70. Alaimo M., Dongarr G., Melati M., Monna F., Varrica, D. Recognition of environmental trace metal contamination using pine needles as bioindicators. The urban area of Palermo (Italy) // *Environmental Geology*, vol. 39 (8), 2000, pp. 914-624.
71. Alberti M., *Advances in urban ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems* // Springer Science+Business Media, LLC, 2008, 373 p.
72. Alekseenko V., Alekseenko A. The abundances of chemical elements in urban soils // *Journal of Geochemical Exploration* 2014, vol. 147, pp. 245-249.
73. Ali S., Malik R. Spatial distribution of metals in top soils of Islamabad City, Pakistan // *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011, vol. 172 (1), pp. 1-16.
74. Allen H. The Significance of Trace Metal Speciation for Water, Sediment and Soil Quality Criteria and Standards // *Science of the Total Environment*, 1993, vol. 134, pp. 23-45.
75. Alloway, B. J. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability* // 3rd ed., Springer, 2013, 614 p.
76. Al Jallad F., Al Katheeri E., Al Omar M. Levels of particulate matter in Western UAE desert and factors affecting their distribution // Longhurst JWSC, Brebbia A. (eds) *Air Pollution XXI, WIT Transactions on Ecology and the Environment*, Southampton, 2013, vol. 174, pp. 111–122.
77. Angelovicova L., Fazekasova D. Contamination of the Soil and Water Environment by Heavy Metals in the Former Mining Area of Rudnany (Slovakia) // *Soil & Water Res.*, 2014, vol. 9 (1), pp. 18–24.
78. Arinze I., Igwe O., Una C. Analysis of heavy metals' contamination in soils and water at automobile junk markets in Obosi and Nnewi, Anambra State, Southeastern Nigeria // *Arabian Journal of Geosciences*, 2015, vol. 8 (12), pp. 10961-10976.
79. Bargagli R. *Trace elements in terrestrial plants: an ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery* // Springer-Verlag, Berlin, Germany, 1998. 324 p.
80. Barltrop D. Geochemical and man-made sources of lead and human health // *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. 1979, Series B, Biological

Sciences, vol. 288 (1026), pp. 205-211.

81. Belyaeva O., Sahakyan L., Tepanosyan G. Heavy Metals in Atmospheric Dust of the City of Yerevan // The 37th International Symposium on Environmental Analytical Chemistry. 22-25 May, Antwerp, Belgium, Book of abstract, 2012, p. 97.
82. Berlizov A. N., Blum O. B., Filby R. H., Malyuk I. A., Tryshyn V. V. Testing applicability of black poplar (*Populus nigra* L.) bark to heavy metal air pollution monitoring in urban and industrial regions // *Sci. Total Environ.*, 2007, vol. 372 (2-3), pp. 693-706.
83. Bian B., Lin C., Lv L. Health risk assessment of heavy metals in soil-plant system amended with biogas slurry in Taihu basin, China // *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, vol. 23 (17), pp. 16955-16964.
84. Bian B., Zhou L., Li L., Lv L., Fan Ya M. Risk assessment of heavy metals in air, water, vegetables, grains, and related soils irrigated with biogas slurry in Taihu Basin, China // *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, vol. 22 (10), pp. 7794-7807.
85. Birke M., Rauch U. Urban geochemistry: investigations in the Berlin metropolitan area // *Environmental Geochemistry and Health*, 2000, vol. 22 (3), pp. 233–248.
86. Bityukova L., Shogenova A., Birke M. Urban geochemistry: a study of element distributions in the soils of Tallinn (Estonia) // *Environmental Geochemistry and Health*, 2000, vol. 22 (2), pp. 173–193.
87. Blood E. Prospects for the development of integrated regional models // *Integrated regional models: interactions between humans and their environment*, (P. M. Groffman and G. E. Likens, eds.), Boston, MA, 1994, pp. 145–153.
88. Bolan N., Adriano D., Naidu R. Role of Phosphorus in (Im)mobilization and Bioavailability of Heavy Metals in the Soil-Plant System // *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology: Continuation of Residue Reviews*, 2003, vol. 177, pp. 1-44.
89. Charlesworth S., De Miguel E., Ordonez A. A review of the distribution of particulate trace elements in urban terrestrial environments and its application to considerations of risk // *Environmental Geochemistry and Health*, 2011, vol. 33 (2), pp. 103–123.
90. Chaudhari P.R., Gupta R., Gajghate D.G., Wate S.R. Heavy metal pollution of ambient air in Nagpur City // *Environ Monit Assess*, vol. 184 (4), 2012, pp. 2487–2496.
91. Cicchella D., De Vivo B., Lima A. Background and baseline concentration values of elements harmful to human health in the volcanic soils of the metropolitan and provincial areas of Napoli (Italy) // *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*,

- 2005, vol. 5 (1), pp. 29-40.
92. Coby S.C. Wong, Li X., Thornton I. Urban environmental geochemistry of trace elements // *Environmental Pollution*, 2006, vol. 142, pp. 1-16.
 93. Cremisini C., Armiento G. High geochemical background of potentially harmful elements. The “geochemical risk” and “natural contamination” of soils and water: awareness and policy approach in Europe with a focus on Italy // *Rendiconti Lincei*, 2016, vol. 27 (1), pp. 7–20.
 94. Dao L., Morrison L., Zhang H., Zhang C. Influences of traffic on Pb, Cu and Zn concentrations in roadside soils of an urban park in Dublin, Ireland // *Environmental Geochemistry and Health*, 2014, vol. 36 (3), pp. 333–343.
 95. De Kimple C.R., Morel J.F. Urban soil management: a growing concern // *Soil Science*, 2000, vol. 165 (1), pp. 31–40.
 96. Demetriades A. Understatding the Quality of Chemical Data from the Urban Environmentat - Part 2 Mesurement Uncertanty in the Decision-Making Process. // Johnson J.C., Demetriades A., Locutura J. Ottesen R.T. (eds), *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*, 2011, pp. 77–98.
 97. Dundar M. S. Vanadium concentrations in settled outdoor dust particles // *Environmental Monitoring and Assessment*, 2006, vol. 123 (1-3), pp. 345-350.
 98. Dung T., Cappuyns V., Swennen R., Phung N. From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils // *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2013, vol. 12 (4), pp. 335-353.
 99. Duzgoren-Aydin N. S., Wong C. S., Aydin A., Song Z., You M., Li X.D. Heavy metal contamination and distribution in the urban environment of Guangzhou, SE China // *Environmental Geochemistry and Health*, 2006, vol. 28 (4), pp. 375–391.
 100. Ensley B., Raskin I., Salt D. Phytoremediation applications for removing heavy metal contamination from soil and water // *Biotechnology in the sustainable environment*, 1997, vol. 54, pp. 59-64.
 101. Fakoyade S. O., Onianwa P.C. Heavy metal contamination of soil, and bioaccumulation in Guinea grass (*Panicum maximum*) around Ikeja Industrial Estate, Lagos, Nigeria // *Environmental Geology*, 2002, vol. 43 (1), pp. 145-150.
 102. Gałuszka A., Migaszewski Z. Geochemical background - an environmental perspective // *Mineralogia*, 2011, vol. 42 (1), pp. 7–17.
 103. Grimm N., Baker L., Hope D. *An Ecosystem Approach to Understanding Cities*:

- Familiar Foundations and Uncharted Frontiers // Understanding Urban Ecosystems: A New Frontier for Science and Education, 2003, pp. 95-114.
104. Guala S., Vega F., Covelo E. Modeling the plant-soil interaction in presence of heavy metal pollution and acidity variations // Environmental Monitoring and Assessment, 2013, vol. 185 (1), pp. 73-80.
 105. Guidelines for drinking water quality, Recommendations, World Health Organization (WHO), vol I, 2nd edn., Geneva, WHO.
 106. Haiyan W., Stuanes A. Heavy Metal Pollution in Air-Water-Soil-Plant System of Zhuzhou City, Hunan Province, China // Water, Air, and Soil Pollution, 2003, vol. 147 (1), pp. 79-107.
 107. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control-A sediment ecological approach // Water Research, 1980, vol. 14 (8), pp. 975-1001.
 108. Halim M., Majumder R., Zaman M. Paddy soil heavy metal contamination and uptake in rice plants from the adjacent area of Barapukuria coal mine, northwest Bangladesh // Arabian Journal of Geosciences, 2015, vol.8 (6), pp. 3391-3401.
 109. Hamzeh M., Aftabi A., Mirzaee M. Assessing geochemical influence of traffic and other vehiclerelated activities on heavy metal contamination in urban soils of Kerman city, using a GIS-based approach // Environmental Geochemistry and Health, vol. 33 (6), 2011, pp. 577–594.
 110. Hashisho Z., El-Fadel M. Impacts of Traffic-Induced Lead Emissions on Air, Soil and Blood Lead Levels in Beirut // Environmental Monitoring and Assessment, 2004, vol. 93 (1), pp. 185-202.
 111. Hong C., Gutierrez J., Yun S., Lee Y., Yu C., Kim P. Heavy Metal Contamination of Arable Soil and Corn Plant in the Vicinity of a Zinc Smelting Factory and Stabilization by Liming // Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2009, vol. 56 (2), pp. 190-200.
 112. Hu Y., Liu X., Bai J., Shih K., Zeng E. Y., Cheng H. Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization // Environmental Science and Pollution Research, 2013, vol. 20 (9), pp. 6150-6159.
 113. ISO 10381-1:2002. Soil quality - Sampling -- Part 1: Guidance on the design of sampling programmes http://www.iso.org/iso/catalogue_detail.htm?csnumber=32423.
 114. ISO 10381-2:2002. Soil quality -- Sampling -- Part 2: Guidance on sampling techniques http://www.iso.org/iso/catalogue_detail.htm?csnumber=32424.

115. ISO 10381-4:2003. Soil quality - Sampling - Part 4: Guidance on the procedure for investigation of natural, near-natural and cultivated sites
http://www.iso.org/iso/catalogue_detail.htm?csnumber=32426.
116. ISO 10381-5:2005. Soil quality - Sampling - Part 5: Guidance on the procedure for the investigation of urban and industrial sites with regard to soil
http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=32427.
117. ISO 12141:2002 Stationary source emissions - Determination of mass concentration of particulate matter (dust) at low concentrations - Manual gravimetric method
http://www.iso.org/iso/catalogue_detail.htm?csnumber=21011.
118. Johannesson L., Stevens R., Eriksson K. The influence of an urban stream on sediment geochemistry in Göteborg Harbour, Sweden // *Environmental Geology*, 2003, vol. 43 (4), pp. 434-444.
119. Johnson C.C. Understanding the Quality of Chemical Data from the Urban Environment—Part 1: Quality Control Procedures // *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*, 2011, pp. 61–76.
120. Johnson C.C., Demetriades A., Locutura J., Ottesen R.T. Mapping the Chemical Environment of Urban Areas // First Edition, John Wiley & Sons, Ltd., 2011, 615 p.
121. Kabadayi F., Cesur H. Determination of Cu, Pb, Zn, Ni, Co, Cd, and Mn in road dusts of Samsun City // *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, vol. 168 (1), pp. 241–253.
122. Kaur R., Rani R. Spatial Characterization and Prioritization of Heavy Metal Contaminated Soil-Water Resources in Peri-Urban Areas of National Capital Territory (NCT), Delhi // *Environmental Monitoring and Assessment*, 2006, vol. 123 (1-3), pp. 233-247.
123. Kretinin V., Selyanina Z. Dust retention by tree and shrub leaves and its accumulation in light chestnut soils under forest shelterbelts // *Eurasian Soil Science*, 2006, vol. 39 (3), pp. 334–338.
124. Lacatusu R., Lacatusu A. Soil-plant relations in an urban environment polluted with heavy metals // *Urban Environment: Proceedings of the 10th Urban Environment Symposium*, 2012, vol. 19, pp. 403-412.
125. Ljung K., Otabbong E., Selinus O. Natural and anthropogenic metal inputs to soils in urban Uppsala, Sweden // *Environmental Geochemistry and Health*, 2006, vol. 28 (4), pp. 353–364.

126. Lu F., Xu D., Cheng Y., Dong S., Guo C., Jiang X., Zheng X. Systematic review and meta-analysis of the adverse health effects of ambient PM_{2.5} and PM₁₀ pollution in the Chinese population // *Environmental Research*, 2015, vol. 136, pp. 196–204.
127. Lu X., Wu X., Wang Y., Chen H., Gao P., Fu Y. Risk assessment of toxic metals in street dust from a medium-sized industrial city of China // *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, vol. 106, pp. 154–163.
128. Lu Y., Zhu F., Chen J., Gan H., Guo Y. Chemical fractionation of heavy metals in urban soils of Guangzhou, China // *Environmental Monitoring and Assessment*, 2007, vol. 134 (1), pp. 429–439.
129. Luo X. S., Yu S., Zhu Y. G., Li X.D. Trace metal contamination in urban soils of China // *Science of The Total Environment*, 2012, vol. 421-422, pp. 17-30.
130. Maghakyan N., Sahakyan L., Belyayeva O., **Kafyan M.**, Tepanosyan G. Assessment of heavy metal pollution level and children's health risk in a kindergarten area (Yerevan) // *National Academy of Sciences of RA, Electronic Journal of Natural sciences, Ecology*, 2017, vol. 1 (28), pp. 10-15.
131. Malawska M., Wiołkomirski B. An Analysis of Soil and Plant (*Taraxacum Officinale*) Contamination with Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) In the Area of the Railway Junction Ilawa Główna, Poland // *Water, Air, and Soil Pollution*, 2001, vol. 127 (1), pp. 339-349.
132. Matschullat J., Ottenstein R., Reimann C. Geochemical background - Can we calculate it? // *Environmental Geology*, 2000, vol. 39 (9), pp. 990–1000.
133. Mbuligwe S. E., Kaseva M. E. Pollution and Self-Cleansing of an Urban River in a Developing Country: A Case Study in Dar es Salaam, Tanzania // *Environmental Management*, 2005, vol. 36 (2), pp. 328–342.
134. Meuser H. Book section: Assessment of Urban Soils // *Contaminated Urban Soils*, Springer Science+Business Media B.V., Environmental pollution, 2010, vol. 18, pp. 243-291.
135. Mohiuddin K. M., Ogawa Y., Zakir H. M., Otomo K., Shikazono N. Heavy metals contamination in water and sediments of an urban river in a developing country // *International Journal of Environmental Science & Technology*, 2011, vol. 8 (4), pp. 723-736.
136. Moore F., Attar A. Anthropogenic sources of heavy metals in deposited sediments from runoff and industrial effluents, Shiraz, SW Iran // *2nd International Conference on Environmental Science and Technology*, IACSIT Press, Singapore, 2011, vol. 6, pp.

215-219.

137. Nica D., Bura M., Gergen I., Harmanescu M., Bordean D.M. Bioaccumulative and conchological assessment of heavy metal transfer in a soil-plant-snail food chain // Chemistry Central Journal, 2012, vol. 6 (55), pp. 1-15.
138. Niu X., Guinot B., Cao J., Xu H., Sun J. Particle size distribution and air pollution patterns in three urban environments in Xi'an, China // Environmental Geochemistry and Health, 2015, vol. 37 (5), pp. 801-812.
139. Norra S. Urban geochemistry news in brief // Environmental Earth Sciences, 2014, vol. 71 (2), pp. 983–990.
140. Nriagu J.O. A history of global metal pollution // Science, 1996, vol. 272 (5259), p. 223-223.
141. Nriagu J.O. A silent epidemic of environmental metal poisoning? // Environmental Pollution, 1988, vol. 50 (1-2), pp. 139-161.
142. Orecchio S., Indelicato R., Barreca S. The distribution of phthalate esters in indoor dust of Palermo (Italy) // Environmental Geochemistry and Health, 2013, vol. 35 (5), pp. 613–624.
143. Oves M., Khan M., Zaidi A., Ahmad E. Soil contamination, nutritive value, and human health risk assessment of heavy metals: An overview // Toxicity of Heavy Metals to Legumes and Bioremediation, 2012, pp. 1–27.
144. Pacyna J.M. Monitoring and assessment of metal contaminants in the air // Toxicology of metals, Boca Raton, FL: CRC Press, 1996, vol. 1, pp. 9–28.
145. Pahlsson A. B. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants // Water, Air, and Soil Pollution, 1989, vol. 47(3-4), pp. 287-319.
146. Pickett S.T.A., Grove J.M. Urban ecosystems: What would Tansley do? // Urban Ecosystems, 2009, vol. 12 (1), pp. 1-8.
147. Praveena S. M., Yuswir N.S., Aris A. Z., Hashim Z. Potential Health Risk Assessment of Urban Soil on Heavy Metal Content in Seri Kembangan // Chapter, From Sources to Solution, Proceedings of the International Conference on Environmental Forensics 2013, 2013, pp. 77-81.
148. RAIS (The Risk Assessment Information System) Risk Exposure Models for Chemicals User's Guide https://rais.ornl.gov/tools/rais_chemical_risk_guide.html.
149. Rapant S., Fajcikova K., Khun M., Cveckova V. Application of health risk assessment method for geological environment at national and regional scales // Environmental Earth Sciences, 2011, vol. 64 (2), pp. 513–521.

150. Reddy M.V., Satpathy D., Dhiviya K.S. Assessment of heavy metals (Cd and Pb) and micronutrients (Cu, Mn, and Zn) of paddy (*Oryza sativa* L.) field surface soil and water in a predominantly paddy-cultivated area at Puducherry (Pondicherry, India), and effects of the agricultural runoff on the elemental concentrations of a receiving rivulet // *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, vol. 185 (8), pp. 6693-6704.
151. Reimann C., Birke M., Filzmoser P. *Data Analysis for Urban Geochemical Data // Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*, 2011, pp. 61–76.
152. Reimann C., Filzmoser P., Garret R.G., Dutter R. *Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R // John Wiley & Sons*, 2008, 362 p.
153. Ristic M., Peric-Grujic A., Antanasijevic D., Ristic M., Urosevic M. A., Tomasevic M. *Plants as Monitors of Lead Air Pollution // Pollutant Diseases, Remediation and Recycling*, 2013, vol. 4, pp. 387-431.
154. Rodriguez M. J. A., De Arana C., Ramos-Miras J. J., Gil C., Boluda R. Impact of 70 years urban growth associated with heavy metal pollution // *Environmental pollution*, 2015, vol. 196, pp. 156-163.
155. Saghatelyan A.K., Arevshatyan S.H., Sahakyan L.V. Ecological-geochemical assessment of heavy metal pollution of the territory of Yerevan // *National Academy of Sciences RA, New Electronic Journal of Natural Sciences, Ecology*, 2003, vol. 1 (1), pp. 36–41.
156. Saghatelyan A.K., Sahakyan L.V. with co-authors *Medical Geology in Russia and the NIS // Chapter 9 of Book “Medical geologya regional synthesis” (Editors Selinus Olle; Finkelman Robert B.; Centeno Jose A.)*, Springer Science+Business Media B.V., 2010, pp. 221-258.
157. Saghatelyan A.K., Sahakyan L.V., Belyaeva O.A., Tepanosyan G.H., Maghakyan N.R., **Kafyan M.H.** Dust and stream of heavy metals in the atmosphere of the city of Yerevan // *NAS RA Electronic Journal of Natural sciences, Ecology*, 2013, vol. 1 (20), pp. 38-44
158. Sahakyan L.V., Belyaeva O.A., **Kafyan M.H.**, Babayan G.H., Saghatelyan A.K. An Attempt of Using Ecological Standards For Assessing Urban River Water Quality (a Case Study of Gyumri) // *NAS RA Electronic Journal of Natural Sciences, Ecology*, 2016, vol. 1 (26), pp. 30-34.
159. Sahakyan L., Maghakyan N., Belyaeva O., Tepanosyan G., **Kafyan M.**, Saghatelyan A. Heavy metals in urban dust: contamination and health risk assessment: a case study from Gyumri, Armenia // *Arabian Journal of Geosciences*, 2016, vol. 9 (142), pp.

- 1-11.
160. Sahakyan L., Melkumyan K., Gasparyan I., Gharibyan I. The baseline geochemical survey of soils of city of Stepanakert // National Academy of Sciences RA, Electronic Journal of Natural sciences, Ecology, 2015, vol. 1 (24), pp. 44–50.
 161. Sahakyan L.V., Tepansyan G.H., Kafyan M., Saghatelyan A.K. Geochemical survey and ecological risk assessment of heavy metals in soils of city of Gyumry (Armenia) // NAS RA Electronic Journal of Natural sciences, Ecology, 2017, vol. 1 (28), pp. 16-20.
 162. Shen X.M, Rosen J.F., Guo D., Wu S.M. Childhood lead poisoning in China // The Science of the Total Environment, 1996, vol. 181 (2), pp. 101-109.
 163. Stern B.R. Essentiality and toxicity in copper health risk assessment: overview, update and regulatory considerations // Journal of Toxicology and Environmental Health Part A, 2010, vol. 73 (2), pp. 114–127.
 164. Sun Y., Zhou Q., Xie X., Liu R. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China // Journal of Hazardous Materials, 2010, vol. 174 (1-3), pp. 455-462.
 165. Taylor R.W. Urbanization, Local Government, and Planning for Sustainability // Sustainability Science: The Emerging Paradigm and the Urban Environment, Springer Science+Business Media, LLC, 2012, pp. 293-313.
 166. Tchounwou P.B., Yedjou C.G., Patlolla A.K., Sutton D. J. Heavy Metal Toxicity and the Environment // Molecular, Clinical and Environmental Toxicology: Environmental Toxicology, 2012, vol. 101, pp. 133-164.
 167. Tepanosyan G., Sahakyan L., Belyaeva O., Saghatelyan A. Origin identification and potential ecological risk assessment of potentially toxic inorganic elements in the topsoil of the city of Yerevan, Armenia // Journal of Geochemical Exploration, 2016, vol. 167, pp. 1-11.
 168. Tepanosyan G., Sahakyan L., Saghatelyan A. Heavy metals in the topsoil of city of Yerevan (Armenia): Potential ecological risk assessment // Goldschmidt 2015 Abstracts, 2015, p. 3100.
 169. Thornton I. Environmental geochemistry and health in the 1990s: a global perspective // Applied Geochemistry, 1993, vol. 8 (Spt. 2), pp. 203-210.
 170. Thornton I. Environmental geochemistry: 40 years research at Imperial College, London, UK // Applied Geochemistry, 2012, vol. 27 (5), pp. 939-953.
 171. Thums C., Farago M. Investigating urban geochemistry using geographical information systems // Science Progress, 2001, vol. 84 (Pt. 3), pp. 183-204.

172. US EPA (1989) Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), vol. I: Human health evaluation manual (HHEM). Part A. Baseline risk assessment, Interim Final. United States Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC, (EPA/540/1-89/002).
173. US EPA Method 6200. Field portable x-ray fluorescence spectrometry for determination of elemental concentrations in soil and sediment, 2007 <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/6200.pdf>.
174. US EPA (2000) Region VIII Superfund Program Residential Soil Lead Sampling Guidance Document, Denver https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/r8_soilpbsampling.pdf.
175. US EPA (1992) Specifications and guidance for preparing contaminant-free sample containers, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC 20460, <file:///C:/Users/admin/Downloads/PB93963316.pdf> (EPA540/R-93/051).
176. US EPA (2002) Supplemental guidance for developing soil screening level for superfund sites. OSWER 9355.4-24 Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC 20460. https://rais.ornl.gov/documents/SSG_nonrad_supplemental.pdf.
177. Van den Berg R. Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values (partly revised edition) // RIVM Rapport 725201011, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands, 1995, 104 p.
178. Vesper D.J., White W.B. Metal transport to karst springs during storm flow: an example from Fort Campbell, Kentucky/Tennessee, USA // Journal of Hydrology, 2003, vol. 276 (1-4), pp. 20-36.
179. Wang X. S. Heavy metal geochemistry and mineral magnetic characterization of urban soil in Xuzhou, China // Environmental Earth Sciences, 2014, vol. 72 (7), pp. 2697–2709.
180. Wedepohl K.H. The composition of the continental crust // Geochimica et Cosmochimica Acta, 1995, vol. 59 (7), pp. 1217–1232.
181. Wilson M. A., Burt R., Indorante S. J., Jenkins A. B., Chiaretti J. V., Ulmer M. G., Scheyer J. M. Geochemistry in the modern soil survey program // Environmental Monitoring and Assessment, 2008, vol. 139 (1), pp. 151–171.
182. Wong C.S.C., Li X.D., Zhang G., Qi S.H. Peng X.Z. Atmospheric deposition of heavy metals in the Pearl River Delta, China // Atmospheric Environment, 2003, vol. 37 (6),

pp. 767-776.

183. World Health Organization (WHO) Trace elements in human nutrition and health // Geneva, 1996, 361 p.
184. Xia X., Chen X., Liu R., Liu H. Heavy metals in urban soils with various types of land use in Beijing, China // *Journal of Hazardous Materials*, 2011, vol. 186 (2-3), pp. 2043-2050.
185. Xu S., Zheng N., Liu J., Wang Y., Chang S. Geochemistry and health risk assessment of arsenic exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast China // *Environmental Geochemistry and Health*, 2013, vol. 35 (1), pp. 89–99.
186. Yeh C. T., Huang S. L. Global urbanization and demand for natural resources // *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*, Springer Science+Business Media B.V., 2012, chapter 18, pp. 355-371.
187. Yuan G. L., Sun T.H., Han P., Li J., Lang X.X. Source identification and ecological risk assessment of heavy metals in topsoil using environmental geochemical mapping: Typical urban renewal area in Beijing, China // *Journal of Geochemical Exploration*, 2014, vol. 136, pp. 40–47.
188. Zhang L., Lv J. Ecological risk assessment of the metallic pollution in the soil and sediment in Tingjiang basin // *Environmental Earth Sciences*, 2015, vol. 73 (4), pp. 1799-1803.
189. Zhang G.L., Yang F.G., Zhao Y.G., Zhao W.J., Yang J.L., Gong Z.T. Historical change of heavy metals in urban soils of Nanjing, China during the past 20 centuries // *Environment International*, 2005, vol. 31 (6), pp. 913–919.
190. Zhao W., Ding L., Gu X., Luo J., Liu Y., Guo L., Shi Y., Huang T., Cheng S. Levels and ecological risk assessment of metals in soils from a typical e-waste recycling region in southeast China // *Ecotoxicology*, 2015., vol. 24 (9), pp. 1947–1960.
191. Zhou M., Liu Y, Wang L., Kuang X., Xu X., Kan H. Particulate air pollution and mortality in a cohort of Chinese men // *Environmental Pollution*, 2014, vol. 186, pp. 1–6.
192. Zou L., Wang S., Liu L., Hashmi M. Z., Tang X., Shi J. Multi-element pollution in soil, ground and surface water from abandoned chromate chemical plants: a case study in Hangzhou, China // *Environmental Earth Sciences*, 2015, vol. 74 (4), pp. 2861-2870.

ՀԱՎԵԼ ՎԱՅ

Աղյուսակ 1

Նմուշարկման կետերի տեղանքի նկարագրություն

Նմուշարկման հեռավորություն	Տեսակ	Նմուշառման հեռավորության նկարագրություն
GL-28	Բարդի սև	Երևանյան խճուղի, երկաթգծերին մոտ ազատ տարածք, մյուս կողմում՝ բնակելի թաղամաս է:
GU-20		Սպարտակ-Մարոյան հատում, Սեփական տներ, բնակելի սեփական տներ, փողոցը ոչ ասֆալտապատ է
GJ-17	Ընկուզենի հունական	Բուլվարային: Չոլ, քանդված շինություն, երկաթի, բետոնի թափվածքներ
GP-8		Հիվանդանոցային 10Ա. Չոլ և բնակելի շենքեր
GQ-16		Տոլստոյ և Շչեդրինայի խաչմերուկ, բնակելի սեփական տներ
GY-16		Խրիմյան Հայրիկ խճուղի, Ռասկատյան խաչմերուկ, Բնակելի շենքեր, դոմիկներ, քանդված ասֆալտապատ փողոց, քիչ այն կողմ կատարվում է շենքի շինարարություն
GAA-20	Թեղի հարթ	Քարի արտադրամաս, կողքը ինչ որ պարսպապատ շինություն, որից փոշի էր
GM-4	Թեղի մանրատերև	Արամ Խաչատրյան, Բնակելի շենքեր՝ կից հայ աթեներով
GQ-32		Երկար շինություն չաջ խատուղ, չոլոտ, դիմացի այգիների ոգատ տարածք, խոտային բուսականություն, ասֆալտ
GT-13		Մանուշյան 10/3, նախկին Բայրոնի դպրոցի հարևանությամբ
GU-36		Կոմիտասի նրբանցք
GAC-12	Թխի հացենատերև	Չոլ, քանդված գործարաններ, մետաղաշարդուն
GC-4		Բնակելի շենքեր, փլատակներ, շինարարական աղբ, բնակելի հատվածում կան նաև տնամերձեր
GI-9		Անի թաղամասի հարևանությամբ, շինարարական աղբ, արածում են կովեր

Աղյուսակ 1 (Շարունակություն)

Նմուշարկման հեղուկ	Տեսակ	Նմուշառման հեղուկի նկարագրություն
GAA-30	Ռեփինիա կեղծակցիա	Կենցաղային աղբի կույտեր, մյուս կողմում քարային դարբաս, քաղված աֆալտ, թուխելիցայն կողմ բնակելի
GI-25		Ռուսական խճուղի: Գյուղի սահման
GM-12		Շիրակացի փողոց, 8 գառադուկ շենք 7: Բնակելի թաղամաս, ավտոտնակներ
GM-20		Ձորի տարածք
GQ-24		Ղորղանյան փողոց, Բնակելի տարածք, շենքեր, դոմիկներ, քանդված բուլիժնիկային փողոց
GU-28		Երևանյան խճուղի, Երկաթգծերին մոտ ազատ տարածք, մյուս կողմում՝ բնակելի թաղամաս է:
GX-25		Բնակելի ցածրահարկ տներ, բակականին փոշոտ փողոց

Աղյուսակ 2

Տարածքի աղտոտման մակարդակի գնահատման սանդղակ՝ ըստ առանձին տարրերի պարունակության՝ համաձայն [13]

Տարր / Ցուցանիշ	Աղտոտման մակարդակի համապատասխանող պարունակությունը (մգ/կգ)				
	I թույլ աղբի (< ՍԹԿ)	II ցածր	III միջին	IV բարձր	V գերբարձր
Կադմիում (Cd)	<2	2–3	3–5	5–10	>10
Կապր (Pb)	< 65	65–130	130–250	250–600	>600
Սնդիկ (Hg)	<2,1	2,1–3	3–5	5–10	>10
Արսեն (As)	<10	10–20	20–30	30–50	>50
Ցինկ (Zn)	<220	220–450	450–900	900–1800	>1800
Պղինձ (Cu), մոլիբդեն (Mo)	<132	132–200	200–300	300–500	>500
Նիկել (Ni)	<80	80–160	160–240	240–500	>500
Քրոմ (Cr)	<90	90–150	150–250	250–350	>350
Վանադիում (V)	<150	150–225	225–300	300–450	>450
Մանգան (Mn)	<1500	1500–2000	2000–3000	3000– 4000	>4000
ԿՐՑ	<8 միավոր	8–16	16–32	32–128	>128

PERI-ի միատարր և ինտեգրալ մակարդակները [107]

Մակարդակ	ցածր	չափավոր	գգալի	բարձր	գերբարձր
Er	<40	40-80	80-160	160-320	>320
Rl	<150	150-300	300-600	-	>600

Քաղաքային տարածքների աղտոտվածության վտանգավորությունը մակարդակներն՝ ըստ փոշու ծանրաբեռնվածության, փոշու և հողերի ԱԳԳ արժեքների [50]

Փոշու ծանրաբեռնվածություն (ՓԾ, կգ/կմ ² օրական) Աղտոտման գումարային գործակից (ԱԳԳ)	Աղտոտման մակարդակ, վտանգի աստիճան
ՓԾ <200 Փոշու ԱԳԳ՝ <64	Ցածր
ՓԾ 250 – 450, Փոշու ԱԳԳ՝ 64 – 128	Միջին, Չափավոր վտանգավոր
ՓԾ 450 – 800 Փոշու ԱԳԳ՝ 128 – 256	Բարձր, վտանգավոր
ՓԾ >800 Փոշու ԱԳԳ՝ >256	Չափազանց բարձր, խիստ վտանգավոր

Քաղաքային տարածքների աղտոտվածության վտանգավորությունը մակարդակներն ըստ հողերի ԱԳԳ արժեքների [50]

Աղտոտման գումարային գործակից (ԱԳԳ)	Աղտոտման մակարդակ, վտանգի աստիճան
Հողերի ԱԳԳ < 16	Ցածր
Հողերի ԱԳԳ՝ 16-32	Միջին, չափավոր վտանգավոր
Հողերի ԱԳԳ՝ 32 – 128	Բարձր, վտանգավոր
Հողերի ԱԳԳ՝ > 128	Չափազանց բարձր, խիստ վտանգավոր

*Ռիսկի գնահատման բանաձևերում մաշկագործակիցների
բնութագիրն ու արժեքները [148, 172]*

Գործակից (չափման միավոր)	Բնութագիր	Արժեք		Աղբյուր
		Մեծահասակ	Երեխա	
IngR (մգ/օր)	կլանման արագություն	100	200	US EPA 2002
EF (օր/տարի)	ազդեցության հաճախ.	90	90	US EPA 2002
ED (տարի)	ազդեցության տևողություն	30	6	US EPA 2002
BW (կգ)	մարմնի միջին զանգված	70	15	US EPA1989
InhR (մ ³ /օր)	շնչառական արագություն	20	7.6	Van den Berg 1995
SA (սմ ²)	Ազդեցությանը ենթակամաշկի մակերես	5700	2800	US EPA 2002
AF (մգ/սմ ²)	մաշկի հետկապման գործակից	0.07	0.2	US EPA 2002
PEF (մ ³ /կգ)	մասնիկների արտանետման գործակից	1.36×10^9	1.36×10^9	US EPA 2002
AT	միջին ժամանակ	նշքադրվելու ծին ազդեցության դեպքում՝ $AT=365 \times ED$	—	US EPA, 2002
ABSd	մաշկային կլանման գործակից	($ABS=0.001$ բոլոր տարրերի համար)	—	RAIS 2014; US EPA 2004
RFD_{ing} (մգ կգ ⁻¹ դ ⁻¹), RFC_{inh} (մգ մ ⁻³)	Քրոնիկ ռեֆերենս դոզան քրոնիկ ռեֆերենս կոնցենտրացիաներ	տարրին հատուկ	—	RAIS 2014
$SF(մգ/կգ-օր)^{-1}$	Անկյունային գործակից	տարրին հատուկ	—	RAIS 2014
$IUR(մգ/մ^3)^{-1}$	շնչառական միվոր ռիսկ	տարրին հատուկ	—	RAIS 2014
LT (տարի)	կյանքի տևողություն	70	—	RAIS 2014

Գյուլմրի քաղաքի հողերում մթանոթային տարրերի պարունակությունների հիմնական վիճակագրական
ցուցանիշները, ֆոնը [42, 161] և ՍԹԿ [9, 13]

Տար	N	Միջին, մգ/կգ	Մեդիան, մգ/կգ	Նվազագույն, մգ/կգ	Առավելագույն, մգ/կգ	Ստորին քվարտիլ, մգ/կգ	Վերին քվարտիլ, մգ/կգ	Ստանդարտ շեղում, մգ/կգ	Վարիացիայի գործակից, %	Ֆոն, մգ/կգ	ՍԹԿ, մգ/կգ
Hg	338	<u>0.08</u>	<u>0.07</u>	0.0013	<u>0.38</u>	0.06	<u>0.09</u>	0.033	41.6	0.07	2.1
Ag	442	<u>0.14</u>	<u>0.10</u>	0.0002	<u>3.30</u>	0.07	<u>0.14</u>	0.303	221.8	0.07	-
Mo	343	0.55	0.51	0.0007	<u>3.24</u>	0.44	0.60	0.264	48.0	2.0	132
Cd	442	<u>0.67</u>	<u>0.41</u>	0.0020	<u>6.96</u>	<u>0.13</u>	<u>0.99</u>	0.802	119.5	0.11	2
As	443	<u>0.75</u>	<u>0.75</u>	0.20	<u>3.48</u>	0.67	<u>0.81</u>	0.204	27.2	0.68	10
Co	443	<u>5.09</u>	<u>5.03</u>	1.59	<u>8.26</u>	4.60	<u>5.46</u>	0.730	14.3	5.0	50
Cu	443	<u>53.72</u>	<u>47.90</u>	25.10	<u>289.00</u>	<u>40.80</u>	<u>56.60</u>	26.793	49.9	39.0	132
Pb	443	<u>80.89</u>	<u>50.80</u>	5.40	<u>1714.00</u>	<u>28.60</u>	<u>84.60</u>	145.929	180.4	23.2	65
Zn	443	<u>207.65</u>	<u>162.40</u>	42.80	<u>4071.00</u>	<u>102.20</u>	<u>239.00</u>	247.287	119.1	100.0	220
Mn	443	640.79	626.00	335.00	<u>1068.00</u>	572.00	693.00	101.616	15.9	805.5	1500
Ti	443	3011.79	2957.00	1352.00	<u>9117.00</u>	2727.00	3237.00	511.619	17.0	3381.0	-
Fe	443	31439.14	30916.00	13118.00	<u>45881.00</u>	28970.00	<u>33297.00</u>	3956.649	12.6	32379.4	-

Ծանոթություն. կարմիր գույնով նշված են ՍԹԿ գերազանցող պարունակությունները, կապույտ գույնով նշված և ընդգծված են այն պարունակությունները, որոնք գերազանցում են ֆոնային պարունակությունները, «-»՝ տվյալ տարրի համար ՍԹԿ սահմանված չէ:

Գյուղի քաղաքի հողերում մտարրերի պարունակությունների սահմանափակիչ ցուցանիշներն ըստ աղտոտման մակարդակների

Տարր	ՍԹԿ	Ցուցանիշ	Աղտոտման մակարդակ									
			I` թույլատրելի		II` ցածր		III` միջին		IV` բարձր		V` գերբարձր	
			Աղտոտման մակարդակին համապատասխանող պարունակություն, մգ/կգ									
Cd	2	–	<2	C/ՍԹԿ	2–3	C/ՍԹԿ	3–5	C/ՍԹԿ	5–10	C/ՍԹԿ	>10	C/ՍԹԿ
		նվազ.	0.002	0.001	2.07	1.0	3.03	1.5	5.965	3.0	–	
		առավ.	1.978	0.99	2.89	1.4	4.84	2.4	6.964	3.5		
		միջին	0.547	0.3	2.38	1.2	3.74	1.9	6.465	3.2		
		քանակ	423		11		7		2		–	
Pb	65	–	<65	C/ՍԹԿ	65–130	C/ՍԹԿ	130–250	C/ՍԹԿ	250–600	C/ՍԹԿ	>600	C/ՍԹԿ
		նվազ.	5.40	0.1	65.00	1.0	131.30	2.0	262.00	4.0	708.00	10.9
		առավ.	64.50	0.99	129.10	2.0	225.00	3.5	598.00	9.2	1714.00	26.4
		միջին	33.66	0.5	87.86	1.4	160.08	2.5	381.79	5.9	1350.25	20.8
		քանակ	270		122		33		14		4	
Zn	220	–	<220	C/ՍԹԿ	220–450	C/ՍԹԿ	450–900	C/ՍԹԿ	900–1800	C/ՍԹԿ	>1800	C/ՍԹԿ
		նվազ.	42.80	0.2	220.0	1.0	457.0	2.1	1331.00	6.1	4071.00 18.5	
		առավ.	217.00	1.0	444.0	2.0	845.0	3.8	1771.00	8.1		
		միջին	126.25	0.6	297.7	1.4	574.1	2.6	1552.67	7.1		
		քանակ	304		118		17		3		1	
Cu	132	–	<132	C/ՍԹԿ	132-200	C/ՍԹԿ	200-300	C/ՍԹԿ	300-500	C/ՍԹԿ	>500	C/ՍԹԿ
		նվազ.	25.10	0.2	144.00	1.1	203.00	1.5	–		–	
		առավ.	128.00	0.97	158.00	1.2	289.00	2.2				
		միջին	51.12	0.4	151.00	1.1	241.40	1.8				
		քանակ	436		2		5		–		–	

Աղյուսակ 8 (շարունակություն)

Տարր	ՍԹԿ	Ցուցանիշ	Աղտոտման մակարդակ									
			I` թույլ աղտելի		II` ցածր		III` միջին		IV` բարձր		V` գերբարձր	
			Աղտոտման մակարդակին համապատասխանող պարունակություն, մգ/կգ									
Ni	80	–	<80	C/ՍԹԿ	80–160	C/ՍԹԿ	160–240	C/ՍԹԿ	240–500	C/ՍԹԿ	>500	C/ՍԹԿ
		նվազ.	0.02	0.0003	80.42	1.0	–	–	–			
		առավ.	77.90	0.97	124.06	1.6						
		միջին	27.37	0.3	97.33	1.2						
		քանակ	410		33		–		–		–	
V	150	–	<150	C/ՍԹԿ	150–225	C/ՍԹԿ	225–300	C/ՍԹԿ	300–450	C/ՍԹԿ	>450	C/ՍԹԿ
		նվազ.	27.70	0.18	150.00	1.0	225.00	1.5	300.00	2.0	1018.00	6.8
		առավ.	149.00	0.99	224.00	1.5	296.00	2.0	420.00	2.8	1221.00	8.1
		միջին	79.54	0.53	193.06	1.3	245.30	1.6	344.71	2.3	1119.50	7.5
		քանակ	55		279		100		7		2	
Hg	2.1	–	<2.1	C/ՍԹԿ	2.1 - 3	C/ՍԹԿ	3 - 5	C/ՍԹԿ	5 - 10	C/ՍԹԿ	>10	C/ՍԹԿ
		նվազ.	0.001	0.001	–	–	–	–				
		առավ.	0.379	0.18								
		միջին	0.068	0.03								
		քանակ	443		–		–		–		–	
As	10	–	<10	C/ՍԹԿ	10–20	C/ՍԹԿ	20–30	C/ՍԹԿ	30–50	C/ՍԹԿ	>50	C/ՍԹԿ
		նվազ.	0.20	0.02	–	–	–	–				
		առավ.	3.48	0.35								
		միջին	0.75	0.08								
		քանակ	443		–		–		–		–	

Աղյուսակ 8(շարունակություն)

Տարր	ՍԹԿ	Ցուցանիշ	Աղտոտման մակարդակ									
			I` թույլատրելի		II` ցածր		III` միջին		IV` բարձր		V` գերբարձր	
			Աղտոտման մակարդակին համապատասխանող պարունակություն, մգ/կգ									
Mo	132	–	<132	C/ՍԹԿ	132-200	C/ՍԹԿ	200-300	C/ՍԹԿ	300-500	C/ՍԹԿ	>500	C/ՍԹԿ
		նվազ.	0.001	0.00001	–	–	–	–	–			
		առավ.	3.2	0.025								
		միջին	0.5	0.004								
		քանակ	443		–	–	–	–				
Cr	90	–	<90	C/ՍԹԿ	90–150	C/ՍԹԿ	150–250	C/ՍԹԿ	250-350	C/ՍԹԿ	>350	C/ՍԹԿ
		նվազ.	2.72	0.03	–	–	–	–	–			
		առավ.	68.88	0.77								
		միջին	11.26	0.13								
		քանակ	443		–	–	–	–				
Co	50*	–	<50	C/ՍԹԿ	–	–	–	–	–	–	–	
		նվազ.	1.59	0.03								
		առավ.	8.26	0.17								
		միջին	5.09	0.10								
		քանակ	443		–	–	–	–				
Mn	1500	–	<1500	C/ՍԹԿ	1500–2000	C/ՍԹԿ	2000–3000	C/ՍԹԿ	3000–4000	C/ՍԹԿ	>4000	C/ՍԹԿ
		նվազ.	335	0.2	–	–	–	–	–			
		առավ.	1068	0.7								
		միջին	641	0.4								
		քանակ	443		–	–	–	–				

Ծանուցում. ՍԹԿ և աղտոտման մակարդակներին համապատասխանող տարրերի պարունակություններն ըստ [9], «–»`աղտոտման տվյալ մակարդակին համապատասխանող պարունակություն չի գրանցվել

Հողում մ ծանր մետաղներից ոչ քաղծկեղածին ռիսկը երեխաների և
մեծահասակների համար

Ռիսկ		Երեխա	մեծահասակ	Երեխա	մեծահասակ	Երեխա	մեծահասակ
		Mn		Fe		Co	
HI ₄	Նվազ.	0.178463	0.019121	0.239598	0.025671	0.067805	0.007265
	Առավ.	0.56895	0.060959	0.838009	0.089787	0.351854	0.037699
	Միջին	0.341363	0.036575	0.574231	0.061525	0.217005	0.023251
տարր		Cu		Zn		As	
HI ₄	Նվազ.	0.01368	0.001466	8.52E-06	9.13E-07	0.000852	9.13E-05
	Առավ.	1.301233	0.139418	0.000148	1.59E-05	0.13804	0.01479
	Միջին	0.066373	0.007111	3.2E-05	3.43E-06	0.020053	0.002149
տարր		Mo		Hg		Pb	
HI ₄	Նվազ.	5.11E-05	5.48E-06	0.002397	0.0002568	0.019726	0.031661
	Առավ.	0.008282	0.000887	0.03027	0.0032432	6.261187	0.670841
	Միջին	0.001203	0.000129	0.00547	0.0005861	0.295498	0.002114
-		Երեխա		մեծահասակ		Երեխա	
տարր		Ag		Cd			
HI ₄	Նվազ.	5.11416E-07	5.47945E-08	2.54301E-05		2.72466E-06	
	Առավ.	0.008438	0.00090411	0.089043		0.009540274	
	Միջին	0.000348	3.72958E-05	0.008557		0.00091686	