

აკაკი წერეთლის სახელმწიფო უნივერსიტეტი
საინჟინრო-ტექნოლოგიური ფაკულტეტი

ხელნაწერის უფლებით

მაკა ხეცურიანი

**ქალაქ ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების
რადიოეკოლოგიური კვლევა**

გარემოს ინჟინერიისა და უსაფრთხოების (0413) დოქტორის აკადემიური ხარისხის
მოსაპოვებლად წარმოდგენილი

დისერტაცია

სამეცნიერო ხელმძღვანელი: ზაურ ჩანქელიანი სოფლის მეურნეობის
მეცნიერებათა დოქტორი,
სოფლის მეურნეობის მეცნიერებათა
აკადემიის აკადემიკოსი

ქუთაისი

2012

შინაარსი

შესავალი	4
თავი 1. ლიტერატურული მიმოხილვა	9
1.1 გარემო და რადიოეკოლოგიური პრობლემები	9
1.1.1. რადიაციული ეკოლოგიის პრობლემატიკის კვლევის მნიშვნელობა	9
1.1.2. გარემოს დაბინძურება ანთროპოგენული ზემოქმედებით	11
1.1.2.1. გარემოს დაბინძურება აგროქიმიკატებით	15
1.1.3 გარემოს დაბინძურება რადიონუკლიდებით	20
1.1.4. ჩერნობილის კატასტროფის გავლენა საქართველოს რადიოეკოლოგიურ მდგომარეობაზე	26
თავი 2. კვლევის ობიექტები და მეთოდები	34
2.1. ქალაქ ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების კვლევის ობიექტები.....	31
2.1.1 ნიადაგები	32
2.1.2. მდინარეები	34
2.1.3. მცენარეული საფარი	37
2.1.4. კლიმატი	45
2.2. კვლევის მეთოდები	47
თავი 3. ქუთაისის ზონის ბუნებრივი რადიაციული ფონის შეფასება	50
თავი 4. რადიონუკლიდების შემცველობის განსაზღვრა ქალაქ ქუთაისის ზონის ეკოლოგიური ჯაჭვის სხვადასხვა რგოლში	55
4.1 რადიონუკლიდების შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში	55
4.2 რადიონუკლიდების შემცველობა ქუთაისის ზონის მდინარეთა წყლებში	79
4.3 რადიონუკლიდების შემცველობა ქუთაისის ზონის მცენარეებში	86
თავი 5. ქალაქ ქუთაისში ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების დისლოკაციის ადგილების რადიოეკოლოგიური შეფასება	93

თავი 6. გრუნტის წყლებში რადიონუკლიდების მიგრაციის მათემატიკური მოდელირება.....	105
6.1. ამოცანის დასმა	105
6.2. გრუნტის წყლების მოძრაობის მათემატიკური აღწერა	106
6.2.1. ფილტრაციის ძირითადი კანონი (დარსის კანონი) და მთის ქანების გამტარობა	106
6.2.2. ფილტრაციის პროცესების ძირითადი დიფერენციალური განტოლებები	108
6.3. სასრული ელემენტების მეთოდის გამოყენება გრუნტის წყლების მოძრაობის ამოცანების ამოხსნისათვის	111
6.3.1. სასრული ელემენტების მეთოდის ძირითადი კონცეფცია	111
6.3.2. გამოთვლების ბლოკ-სქემა სასრული ელემენტების მეთოდის კომპიუტერზე რეალიზაციისას	112
6.4. სამოდულო ამოცანის დასმა და ამოხსნა	114
დასკვნები და რეკომენდაციები	118
გამოყენებული ლიტერატურა	121
დანართები	130

\

შესავალი

სადისერტაციო თემის აქტუალობა

თანამედროვე ტექნოგენეზის ეპოქაში რადიოაქტიური წყაროები გარემოს დაბინძურების ერთ-ერთი მთავარი მიზეზია. დღეს, როცა სწრაფი ტემპებით ვითარდება ბირთვული ფიზიკა, ქიმია და, საერთოდ, საბუნებისმეტყველო მეცნიერების სხვადასხვა დარგი, გარემოს დაცვას გადამწყვეტი მნიშვნელობა ენიჭება პლანეტის არსებობისათვის.

XX საუკუნის მეორე ნახევრიდან მსოფლიოს უმეტეს ქვეყნებში, მათ შორის საქართველოში, აღინიშნება გარემო პირობების გაუარესება, ატმოსფერული ჰაერის დაბინძურება და რადიაციული ფონის ზრდა, რაც გარკვეულ უარყოფით გავლენას ახდენს მოსახლეობის ჯანმრთელობის მდგომარეობაზე [127,129].

მსოფლიოს სხვადასხვა ქვეყნები ცდილობენ დაეუფლონ ატომურ ტექნოლოგიებს სამხედრო თუ სამშვიდობო მიზნებისათვის. აქედან გამომდინარე, ისინი ქმნიან ატომურ და თერმობირთვულ იარაღს. ამ იარაღის გამოყენებისა თუ გამოცდის შემთხვევაში წარმოიქმნება 250-მდე რადიოიზოტოპი, რომელსაც თან ახლავს მაღალი ტემპერატურის გამოყოფა, რაც წარმოშობს რადიოიზოტოპების შემცველ ღრუბელს ატმოსფეროს ზედა ფენებში, რომელიც შემდეგ თანდათანობით ილექება დედამიწის ზედაპირზე. ამის შედეგად ისინი პირველ რიგში ხვდებიან ნიადაგში, მცენარეებში, ცხოველებში, წყალში, ადამიანის ორგანიზმში და ერთგვებიან ეკოლოგიურ წრებრუნვაში კვებითი ჯაჭვის სახით.

ცოცხალ ორგანიზმში მოხვედრილი იზოტოპები ზრდიან შინაგან დასხივებას. რამაც შეიძლება გამოიწვიოს სიცოცხლის ხანგრძლივობის შემცირება და სხვადასხვა უარყოფითი შედეგები.

რადიოიზოტოპები - რადიონუკლიდები ეკოლოგიურ ჯაჭვში სხვადასხვა გზით შეიძლება მოხვდნენ და განიცადონ შემდგომი მიგრაცია ნიადაგიდან-წყალში-

მცენარეში- ცხოველში-პროდუქტში და ბოლოს ადამიანის ორგანიზმში.

გარემოში რადიონუკლიდები ხვდებიან ბირთვული აფეთქებებისა და რადიოლოგიური ავარიების შედეგად (ჩერნობილის ატომური ელექტროსადგურის ავარია, 1986 წ); სამრეწველო წარმოების დროს (ბუნებრივი ნედლეულის მოპოვება და გადამუშავება, რადიოაქტიური ნედლეულის დაშლა); სოფლის მეურნეობაში სასუქების გამოყენებისას (სასუქები შეიცავენ ბალასტ ნივთიერებებს და მათ შორის რადიონუკლიდებს). სასუქების გამოყენება ყოველწლიურად მატულობს. შესაბამისად, იზრდება ნიადაგების დაბინძურება რადიონუკლიდებით. ნიადაგიდან კი რადიონუკლიდები გადადიან მცენარეში და აბინძურებენ მას.

რადიონუკლიდების შესწავლას ბიოლოგიურ ობიექტებში - ნიადაგი, წყალი, მცენარე, პროდუქცია - აქვს როგორც თეორიული, ასევე უპირატესად დიდი პრაქტიკული მნიშვნელობა. ამ პრობლემის ბიოლოგიური საფუძველი არის ისეთი კულტურების მოძიება, რომლებსაც შერჩევითი შეთვისების უნარი აქვთ ცალკეული იზოტოპების მიმართ; უნდა ჩატარდეს ცდები ცალკეულ იზოტოპებზე სხვადასხვა მცენარეების მიმართ; გამოყენებულ იქნას მცენარეული რადიოპროტექტორები ნიადაგსა და ცოცხალ ორგანიზმებში, როგორც რადიონუკლიდების ბლოკირებისათვის (რათა ისინი შემდეგ ობიექტში ვეღარ გადავიდნენ), ასევე იმისათვის, რომ მათი ზემოქმედებით გამოიდევენოს ცოცხალ ორგანიზმში მოხვედრილი რადიონუკლიდები და ამით შემცირდეს შინაგანი დასხივება; ყოველივე ამის შემდეგ უნდა შემუშავდეს მონიტორინგის სისტემა ამა თუ იმ რეგიონისათვის, რათა გამოკვლეული იქნას ეკოლოგიური და ბიოლოგიური ჯაჭვის ყველა რგოლში მოხვედრილი რადიონუკლიდების შემცველობა.

საქართველო ბუნებრივად მაღალი რადიაციული ფონის ქვეყანას მიეკუთვნება, რაც განპირობებულია მისი გეოლოგიური და გეოფიზიკური მდგომარეობით. მის ტერიტორიაზე ხდება ხელოვნური რადიონუკლიდების გამოლექვაც. ეს უკანასკნელი კი იწვევს გარემოს რადიაციული ფონის ზრდას. შესაბამისად, იქმნება მოსახლეობის დასხივების დოზების ზრდის საშიშროება.

კვლევის მიზანი და ამოცანები

წარმოდგენილი სადისერტაციო ნაშრომის კვლევის მიზანია ქ. ქუთაისსა და მის მიმდებარე ლანდშაფტებში (მცენარეებში, მდინარეთა წყლებსა და ძირითადი საწარმოებისა და ობიექტების მიმდებარე ტერიტორიების ნიადაგებში), მათ შორის, ყოფილი საბჭოთა ჯარების ქ. ქუთაისში დისლოკაციის ადგილებში, რადიონუკლიდების შემცველობის განსაზღვრა, გარემოს ბუნებრივი რადიაციული ფონის შესწავლა და შესაძლო უკონტროლო რადიოაქტიური წყაროების მოძიება, ასევე გრუნტის წყლებში რადიონუკლიდების მიგრაციის შესწავლისთვის მათემატიკური მოდელის შემუშავება.

ნაშრომის მთავარი შედეგები და სამეცნიერო სიახლე

ნაშრომში პირველად იქნა განსაზღვრული ქ. ქუთაისსა და მის მიმდებარე ლანდშაფტებში რადიონუკლიდების შემცველობა და გარემოს ბუნებრივი რადიაციული ფონი, შედგენილ იქნა ქუთაისის ზონის ნიადაგებისა (0-5 სმ და 5-20 სმ სიღრმე) და ბუნებრივი რადიაციული ფონის რადიოეკოლოგიური რუკები, შემუშავებულ იქნა გრუნტის წყლებში რადიონუკლიდების მიგრაციის მათემატიკური მოდელი, დაისახა რამდენიმე პრევენციული და სარეაბილიტაციო ღონისძიება.

პრაქტიკული მნიშვნელობა და რეალიზაცია

პრაქტიკული გამოყენების თვალსაზრისით წარმოდგენილი სადისერტაციო ნაშრომის ძირითადი დებულებები და დასკვნები შეიძლება გამოყენებულ იქნეს ქ. ქუთაისსა და მის შემოგარენში სხვადასხვა ობიექტის (სკოლა, საბავშვო ბაღი, კვების

ობიექტი და სხვა) განაშენიანებისას და სასოფლო-სამეურნეო სავარგულების ათვისების პროცესში.

მიზანშეწონილია კვლევის შედეგები მომავალში გამოყენებულ იქნეს მეცნიერთა და მკვლევართა მიერ. ჩატარებული კვლევა იძლევა შესაძლებლობას მიღებული შედეგების საფუძველზე შემუშავდეს სახელმწიფო და რეგიონული პროგრამები აღნიშნული ტერიტორიების შემდგომი შესწავლისა და სარეაბილიტაციო ღონისძიებების განსახორციელებლად.

სასმელი წყლით მოსახლეობის უზრუნველყოფის თვალსაზრისით რეგიონული დაგეგმვის მნიშვნელოვანი ასპექტია გრუნტის წყლებში რადიონუკლიდების გადაადგილების მათემატიკური მოდელის შემუშავება, მისი ანალიზი.

კვლევის შედეგები შესაძლებელია გამოყენებულ იქნეს გარემოს კომპონენტებისათვის (ნიადაგი, მდინარე და მცენარე) რადიონუკლიდების ზღვრულად დასაშვები ნორმების შემუშავებისას.

დასაცავად გამოტანილი დებულებები

- ქ. ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების ნიადაგებში, მდინარეთა წყლებსა და ლექში და მცენარეებში განსაზღვრული რადიონუკლიდების (^{40}K , ^{224}Ra , ^{226}Ra , ^{212}Pb , ^{214}Pb , ^{211}Bi , ^{214}Bi , ^{208}Ta , ^{235}U , ^{228}Ac , ^{137}Cs და სხვა) შემცველობა, ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების ქ. ქუთაისში დისლოკაციის ადგილების ნიადაგებსა (0-5 სმ სიღრმე) და მცენარეებში განსაზღვრული რადიონუკლიდების შემცველობა, ქუთაისის ზონის გარემოს ბუნებრივი რადიაციული ფონი.
- ჩატარებული კვლევის საფუძველზე შედგენილი ქ. ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების ბუნებრივი რადიაციული ფონისა და ნიადაგების (0-5, 5-20 სმ სიღრმე) რადიოეკოლოგიური რუკები.
- გრუნტის წყლებში რადიონუკლიდების მიგრაციის მათემატიკური მოდელი.

ნაშრომის აპრობაცია

კვლევის შედეგები და დისერტაციის ძირითადი დებულებები მოხსენებების სახით წარმოდგენილ იქნა შემდეგ კონფერენციებზე:

1. საერთაშორისო-სამეცნიერო კონფერენცია „რადიოლოგიური და აგროეკოლოგიური გამოკვლევები“, თბილისი, 2010. რადიოლოგიისა და ეკოლოგიის ინსტიტუტი.

2. საერთაშორისო-სამეცნიერო კონფერენცია „რადიოლოგიური და აგროეკოლოგიური გამოკვლევები“, თბილისი, 2012. რადიოლოგიისა და ეკოლოგიის ინსტიტუტი.

3. საერთაშორისო სამეცნიერო-პრაქტიკული კონფერენცია „ინოვაციური ტექნოლოგიები და გარემოს დაცვა“ ქუთაისი, 2012. აკაკი წერეთლის სახელმწიფო უნივერსიტეტი.

გამოკვლევის შედეგების პუბლიკაცია: დისერტაციის ძირითადი ნაწილი გამოქვეყნებულია 15 სამეცნიერო ნაშრომში.

დისერტაციის მოცულობა და სტრუქტურა:

ნაშრომი მოიცავს კომპიუტერული წესით ნაბეჭდ 120 გვერდს. შედგება 6 თავის, დასკვნების, 16 ცხრილის, 2 სქემის, 7 ნახაზის, 2 რუკის, 26 დიაგრამისა და 4 დანართისაგან. ციტირებული ლიტერატურის სია შეიცავს 151 წყაროს, მათ შორის უცხო ენაზე - 91-ს.

თავი 1. ლიტერატურული მიმოხილვა

1.1. გარემო და რადიოეკოლოგიური პრობლემები

1.1.1. რადიაციული ეკოლოგიის პრობლემატიკის კვლევის მნიშვნელობა

სამეცნიერო-ტექნიკური პროგრესის ეპოქაში, როცა ინტენსიურად ვითარდება წარმოება და ტრანსპორტი, ინერგება ახალი ტექნოლოგიები, იზრდება მოთხოვნები ბუნებრივ რესურსებზე, ბიოსფეროს დაზინძურებისა და რადიაციული ფონის ზრდის ტენდენციების შესწავლას გლობალური მნიშვნელობა ენიჭება [113, 143].

რადიაციულ-ბიოგეოცენოლოგიური ანუ რადიოეკოლოგიური გამოკვლევების სიმრავლე განაპირობა ატომურ ობიექტებზე მომხდარმა ავარიებმა და ატომური იარაღის გამოცდის შედეგად რადიოაქტიური იზოტოპების გამოფრქვევამ, რის შედეგადაც ბიოსფეროში არსებული ორგანიზმების დასახივების დოზა გაიზარდა [81], [88], [99], [76]. ასეთ კვლევათა მნიშვნელოვანი ნაწილი მიეძღვნა ძირითადი რადიონუკლიდების მიგრაციის კანონების დადგენას ბიოლოგიურ და კვებით ჯაჭვებში [83], [103], [141]. რადიოეკოლოგიური კვლევებიდან აღსანიშნავია იმ მეცნიერთა შრომები, რომლებშიც ასახულია გარემოს ბიოლოგიური ობიექტებისა და ბუნებრივი თანასაზოგადოებების რადიაციული დაზინძურებების შედეგების შეფასებები [78], [84].

რადიოეკოლოგია წარმოადგენს მეცნიერების დიფერენცირებულ ნაწილს, რომელიც იკვლევს რადიონუკლიდების ქცევებს ბუნებრივ თანასაზოგადოებებში, ეკოლოგიური პირობების ფართო ვარიაციებისას [102], [111]. სხვადასხვა ბუნებრივ ბიოგეოცენოზებში მაიონებელი გამოსხივების ზემოქმედების კვლევა რადიოეკოლოგიის ერთ-ერთი ძირითადი ამოცანაა [101], [108]. რადიაციული ეკოლოგია მოიცავს საინჟინრო, აგრარული, ბიოლოგიური მეცნიერებების ელემენტებს, რომლებიც განკუთვნილია მთლიანად ბიოტის დაცვისა და რადიაციული საფრთხის მონიტორინგისათვის, მათ შორის, ადამიანთა პოპულაციების ჯანმრთელობის უზრუნველყოფის, მათი ცხოვრების ხარისხის გაუმჯობესებისათვის და ცივილიზაციის მდგრადი განვითარების გარანტიების შესაქმნელად გარემოში ბუნებრივი და

ანთროპოგენური ცვლილებების პირობებში.

რადიაციული ეკოლოგია არის მულტიდისციპლინური მეცნიერება. იგი დაკავშირებულია მრავალპროფილიან ტექნოლოგიებთან, რომლებიც ემყარება ბირთვული ფიზიკის, ქიმიის, საინჟინრო, ბიოლოგიური და სამედიცინო მეცნიერებების კომპლექსის, ზოგადი ეკოლოგიის, სოციოლოგიის, რისკის ანალიზის და ა.შ. მიღწევებზე. რადიაციული ბიოგეოცენოზებისათვის დამახასიათებელია პრობლემების კომპლექსური განხილვა რადიობიოლოგიასთან, ეკოლოგიასთან, რადიოქიმიასთან კავშირში [104]. რადიაციული ეკოლოგია მოიცავს ზოგადი ეკოლოგიის თითქმის ყველა სპეციფიკურ პრობლემას, რაც რადიაციასთან არის დაკავშირებული და რიგი სპეციფიკური მიმართულებებიც გაჩნია. სასოფლო-სამეურნეო რადიოეკოლოგია წარმოადგენს აგროეკოლოგიის დარგს, რომელიც სწავლობს რადიონუკლიდების მიგრაციას აგროეკოსისტემებში [50].

რადიოეკოლოგიის, როგორც მეცნიერების დამოუკიდებელი ნაწილის ძირითად ამოცანას წარმოადგენს რადიაციის, როგორც ეკოლოგიური ფაქტორის შეფასება [65]. აგრეთვე მაიონებელი გამოსხივების ზემოქმედების შესწავლა ბიოგეოცენოზებზე.

რადიოეკოლოგია მოიცავს გამოკვლევათა დიდ სპექტრს. იგი შედის იმ მეცნიერებათა კომპლექსში, რომლებიც პირველ რიგში, იკვლევს მაიონებელი გამოსხივების ზემოქმედებას ცალკეულ ორგანიზმებზე, პოპულაციებზე, თანასაზოგადოებებსა და ეკოსისტემებზე, შემდგომში კი – რადიოაქტიური იზოტოპების განაწილებას ეკოლოგიურ თანასაზოგადოებებსა და პოპულაციებზე.

XX საუკუნის 80-იან წლებში საქართველოში რადიოეკოლოგიურ და რადიობიოლოგიურ კვლევებს განსაკუთრებული მნიშვნელობა მიენიჭა. გასულ საუკუნეში ქართველი მეცნიერის ივანე რამაზის ძე თარხანოვის ნაშრომებში ჩამოყალიბებული ახალი მეცნიერებების – რადიაციული ბიოლოგიისა და ეკოლოგიის დამსახურებაა მთელი რიგი ფუნდამენტალური აღმოჩენები და კანონზომიერებები ბიოლოგიაში.

ბუნებრივი გარემოს რადიაციული ფონი საქართველოში გაზომილ იქნა მეოცე

საუკუნის 20-იან წლებში მიხეილ ჩხეტიანის მიერ (ნაცვალაძე დ. ციციშვილი მ თუმანიშვილი გ. არდია მ მანჯგალაძე ჯ. რადიაციული გამოკვლევები, ტ. VIII; 1998 წ.).

ამ პერიოდში გამოიყენებოდა ელექტროსკოპის პრინციპის საზომი ხელსაწყოები. 60-იანი წლების დასასრულს მ. ციციშვილმა, ხოლო 80-იანი წლების მიწურულს ნ.ვეფხვაძემ გააკეთეს პირველი რადიოეკოლოგიური შეფასებები ბუნებრივი რადიაციული ფონის მნიშვნელობის შესახებ.

ამჟამად, როდესაც რადიაციულმა დაბინძურებამ გლობალური ხასიათი მიიღო, რადიაციული ეკოლოგიის პრობლემატიკის კვლევა პრიორიტეტულ მიმართულებას წარმოადგენს და ეს განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია ისეთი უნიკალური ბიოგეოცენოზების მქონე ქვეყნისათვის, როგორცაა საქართველო.

1.1.2. გარემოს დაბინძურება ანთროპოგენული ზემოქმედებით

ცნობილია, რომ ბიოსფეროს ცვალებადობა დამოკიდებულია ბუნებრივ და ანთროპოგენურ ზემოქმედებაზე. ბიოსფერო, რომლის მდგრადობა ირღვევა ბუნებრივი ზემოქმედებით, როგორც წესი, უბრუნდება საწყისს. ბუნებრივი ზემოქმედების მაგალითებია: ტემპერატურისა და წნევის, ჰაერისა და ნიადაგის ტენიანობის ცვლილება და სხვა.

სამეცნიერო-ტექნიკურ რევოლუციას თან სდევს ეკოსისტემის მნიშვნელოვანი ნაწილის დაბინძურება, ნიადაგის ნაყოფიერებისა და მტკნარი წყლების მარაგის შემცირება, მცენარეთა და ცხოველთა მრავალი სახეობის გაქრობა. უკანასკნელ წლებში ადამიანის გაუთვითცნობიერებელმა ზემოქმედებამ ბუნებაზე არნახულ მასშტაბებს მიაღწია. ბუნებრივი წონასწორობის პირობების დარღვევამ წარმოშვა ახალი ნეგატიური პროცესები და ხშირად შეუქცევადი მოვლენები, კერძოდ,

ურბანიზაცია, სასოფლო-სამეურნეო სავარგულების არაგემიური გაფართოება, ჰიდროსამელიორაცია, სარკინიგზო და საავტომობილო გზების არასწორად დაგეგმილი მშენებლობები.

გარემოს ანთროპოგენური დაბინძურება გასული საუკუნის დამახასიათებელი თვისებაა. ამ პროცესმა დიდი მასშტაბები მე-20 საუკუნის 30-იანი წლებიდან მიიღო. გარემოს დაბინძურებას იწვევს: ატმოსფეროში მოხვედრილი ქიმიური ნაერთები და ნარევეები, ჩამდინარე წყლებში არსებული საწარმოო, კომუნალური და ნავთობის პროდუქტების ნარჩენები, მინდვრების, მდელოების, ბაღების, ტყეების, წყლის ობიექტების გაჭუჭყიანება პესტიციდებით, მჟავური წვიმები და სხვ. ადამიანის ხანგრძლივმა საწარმოო და სამეურნეო ზემოქმედებამ გამოიწვია ანთროპოგენული ზემოქმედების გაძლიერება, რამაც ბუნებრივ სამყაროს და სიმდიდრეებს, მის ცალკეულ კომპონენტებს დიდი ზიანი მიაყენა.

ადამიანის საქმიანობის შედეგად გამოწვეული დაბინძურება იყოფა: ბიოლოგიური, მექანიკური, ფიზიკური-ქიმიური ტიპის დაბინძურებად.

ბიოლოგიური დაბინძურება გამოვლინდება მიკროორგანიზმების მასიურ გამრავლებაში ადამიანის გარემოზე ზემოქმედების შედეგად.

მექანიკური დამაბინძურებლები ისეთი მექანიკური აგენტებია, რომლებიც არ იწვევენ გარემოში რაიმე ფიზიკურ, ქიმიურ ცვლილებებს.

ფიზიკური დამაბინძურებლები იყოფა სითბურ, ხმაურის, სინათლის, ელექტრომაგნიტურ, რადიოაქტიურ დამაბინძურებლებად.

სითბური ანუ თერმული დაბინძურების მიზეზებია საწარმოდან ატმოსფეროში ცხელი ჰაერის მასების გამოყოფა, ცხელი წყლებისა და გაზების გამოყოფა.

სინათლით დაბინძურების წყაროებია სხვადასხვა ხელოვნური განათებები, რომლებიც ანომალიებს იწვევენ მცენარეთა და ცხოველთა განვითარებაში.

ელექტრომაგნიტური დაბინძურების წყაროებია ელექტროგადამცემი ხაზები, ფიჭური სატელეფონო კავშირები, რადიო და ტელევიზია, ზოგიერთ საწარმოთა

დანადგარები და ა.შ.

სხვადასხვა დამაბინძურებლები, რომლებიც ხვდებიან ბიოგეოცენოზებში, არღვევენ ნივთიერებათა წრებრუნვას, მათ ასიმილაციას, ენერჯის ნაკადს, რის შედეგადაც მოცემული ეკოსისტემა ირღვევა და ქვეითდება მისი პროდუქტიულობა.

ეკოსისტემების ანთროპოგენური დაბინძურების შესწავლისას ძირითად ამოცანას წარმოადგენს ბუნებრივი რესურსებისა და ეკოლოგიური რეზერვების იმ რაოდენობის დადგენა, რომლის გამოყენების დროს გარემოში ცვლილებები არ განხორციელდება.

ანთროპოგენური დატვირთვის შედეგად გარემოს მდგომარეობის ცვლილებების გამოკვლევის დროს წარმოიშვა სპეციალური ინფორმაციული სისტემის ორგანიზების აუცილებლობა. ესაა გარემოს მდგომარეობაზე დაკვირვებებისა და ანალიზის სისტემა, რომელიც უმთავრესად ეყრდნობა ბიოსფეროს ანთროპოგენური დატვირთვისა და დაბინძურების შედეგად გამოწვეული ეფექტების მონაცემებს. ასეთი სისტემა შემოთავაზებულ იქნა ი. იზრაელის მიერ 1974 წელს. ამ სისტემას ეწოდა გარემოს მდგომარეობის მონიტორინგი, უფრო ზუსტად კი „გარემო პირობების ანთროპოგენული ცვლილებების მონიტორინგი“ [96].

ი. იზრაელის განმარტებით, მონიტორინგის ძირითად ელემენტებად მიჩნეულია ზემოქმედების ფაქტორებსა და გარემოს მდგომარეობაზე დაკვირვებები; გარემოს შესაძლო მდგომარეობის პროგნოზირება და ფაქტიური პროგნოზირების შედეგად მიღებული რეალობის შეფასება.

სამეცნიერო ლიტერატურაში, მონიტორინგი განმარტებულია, როგორც გარემოს ელემენტებზე დროსა და სივრცეში განსაზღვრული მიზნებით დაკვირვებების სისტემა [71] და იგი შეესაბამება წინასწარ მომზადებულ პროგრამას. ანთროპოგენური დაბინძურების პრობლემასთან დაკავშირებით აღსანიშნავია, რომ მოცემულ გარემოზე ნებისმიერი სისტემის მორგება მისი მდგრადად არსებობის მიზნით მიიღწევა ამ სისტემის ორგანიზების განსაზღვრულ დონეზე. დასაშვები ეკოლოგიური დატვირთვის დადგენის ძირითადი კრიტერიუმებია: სისტემის

სტაბილურობისა და პროდუქტიულობის შემცირების არარსებობა, ეკოსისტემებიდან ისეთი ცალკეული ორგანიზმების განდევნა, რომელიც ამ შემთხვევაში არ წარმოადგენს კრიტიკულს. ასეთივე მიდგომა შესაძლოა გამოყენებულ იქნას თანასაზოგადოებებსა და ბიოგეოცენოზებზე დასაშვები დატვირთვის განსაზღვრისას.

ანთროპოგენური დაბინძურების პრობლემებთან დაკავშირებით აღსანიშნავია, რომ მოცემულ გარემოზე ნებისმიერი სისტემის მორგება მისი მდგრადად არსებობის მიზნით მიიღწევა ამ სისტემის ორგანიზმების განსაზღვრულ დონემდე.

გარემოზე ზემოქმედების თვალსაზრისით, საერთაშორისო კონვენციის თანახმად, ეკოლოგიურად საშიშ წარმოებებსა და ობიექტებს მიეკუთვნება: ატომური მრეწველობა, მსუბუქი მრეწველობა, ენერგეტიკა (ატომური, ჰიდრავლიკური და თბოელექტროსადგურები), შავი და ფერადი მეტალურგია, ნავთობქიმია, ქიმიური მრეწველობა, მთამადნეულის მოპოვება, ცელულოზის წარმოება, ტოქსიკური და შხამიანი ნარჩენების ტრანსპორტირება, შენახვა, უტილიზაცია და ჩამარხვა, საბრძოლო მასალების განადგურება და ტრანსპორტირება, გზების, რკინიგზის, ავტომაგისტრალების, აეროპორტების მშენებლობა, კაშხალები და წყალსაცავები, ტყის გაჩეხვა და სხვა.

დაბინძურების პირდაპირ ობიექტებია მიწა, წყალი, ნიადაგი, ატმოსფერო, ხოლო არაპირდაპირ ობიექტებია – მცენარეები, ცხოველები, მიკროორგანიზმები და ადამიანი.

დამაბინძურებელი წყაროები მრავალგვარია: სამრეწველო და თბოენერგეტიკული კომპლექსები, საყოფაცხოვრებო და მეცხოველეობის ნარჩენები, სოფლის მეურნეობაში გამოყენებული სასუქები, პესტიციდები, ნავთობგადამამუშავებელი და წიაღისეულის მომპოვებელი საწარმოები და ა.შ.

საწარმოებიდან გამონაბოლქვი ტოქსიკური ნივთიერებები ნიადაგში ატმოსფერული ნალექებით ხვდებიან და ილექებიან მტვრის ან აეროზოლების სახით [3], [9]. ქიმიური ნივთიერებები, რომლებიც ბრუნვაში აღმოჩნდებიან ადამიანის სამეურნეო

საქმიანობით, გარემოსათვის საფრთხეს წარმოადგენენ [50], [51] [77]. ნიადაგიდან შემდგომში ბინძურდება მცენარეული პროდუქტები. დამაბინძურებელ ნივთიერებებს ატმოსფერული ნალექები ნიადაგში რეცხავენ წყალშემცველ ჰორიზონტებამდე. თავის მხრივ, ნიადაგი იცავს ზედაპირულ წყლებს გაჭუჭყიანებისაგან, ფილტრავს, შთანთქავს მათ და კრავს ნაკლებად მოძრავ და მცენარისათვის ნაკლებად შესათვისებელ ფორმაში.

დამაბინძურებელი ორგანული ნივთიერებების წყალხსნარები, ნიადაგში მოხვედრის შემდეგ, ურთიერთქმედებაში შედიან ნიადაგის გრუნტთან, იქ დასახლებულ მიკროორგანიზმებთან და საკმარისი რაოდენობით ჟანგბადის არსებობისას, რთული ქიმიური, ფიზიკურ-ქიმიური და ბიოლოგიური პროცესების გავლენით, განიცდიან მინერალიზაციას. ამ გზით წარმოქმნილი მარტივი მინერალური შენაერთები შთანთქმება მცენარეებისა და მიკროორგანიზმების მიერ. ე.ი. ამ პროცესების შედეგად ნიადაგი თვითონ იწმინდება დამაბინძურებლებისაგან. მაგრამ ნიადაგის თვითგაწმენდის უნარი უსაზღვრო არაა, რადგან მიკროორგანიზმთა ცხოველმყოფელობა შეიძლება შეფერხდეს ჭარბი ტენიანობით, რომელიც ამცირებს ნიადაგში აერაციის პროცესს, ამას კი თან სდევს ორგანული ნივთიერებების დაჟანგვისა და ნიტრიფიკაციის პროცესის შეჩერება.

1.1.2.1 გარემოს დაბინძურება აგროქიმიკატებით

სოფლის მეურნეობის ქიმიზაციის ზრდა იწვევს ბუნებრივი რადიონუკლიდებით გამდიდრებული შემცველობის მქონე აგროქიმიკატების გამოყენების გაფართოებას [44].

აგროქიმიური გამოკვლევებით დადგენილია, რომ სასუქების შეტანით მცირდება რადიონუკლიდების დაგროვება პროდუქციის მასის ერთეულზე. სასუქების შეტანით მოსავლიანობა საგრძნობლად იზრდება. ნიადაგში სასუქების შეტანით იზრდება მასში

ორგანული ნივთიერებების რაოდენობა, რაც იწვევს რადიონუკლიდების შებოჭვას ნიადაგში და მათი რაოდენობის შემცირებას პროდუქციაში.

მინერალური სასუქების (განსაკუთრებით ფოსფორისა და კალიუმის) გამოყენება ხელს უწყობს ბიოგენურ ნივთიერებათა წრებრუნვაში რადიოიზოტოპების ჩართვას, რადგანაც სასუქები ამა თუ იმ რაოდენობით ყოველთვის შეიცავენ რადიოაქტიურ ელემენტებს და ზოგიერთ ტოქსიკურ მეტალს. ნიადაგში მაღალი რადიონუკლიდების შემცველი სასუქების შეტანა იწვევს მცენარეში მათ გადასვლას, რასაც არასასურველი შედეგები მოჰყვება. აღნიშნულიდან გამომდინარე, აუცილებელია შეფასდეს ინტენსიური ქიმიზაციის გავლენა ბუნებრივი რადიონუკლიდების მიგრაციულ თვისებებზე ნიადაგში [44].

მინერალური სასუქების ნაწილი ბუნებრივი საბადოებიდან უშუალოდ ან საბადოების გადამუშავების შედეგად მიიღება. შესაბამისად მინარევები, რომლებსაც სასუქები შეიცავენ და რომლებიც ხშირ შემთხვევაში სანიტარულ-ჰიგიენურ ნორმებს ბევრად აღემატება, ხვდება ნიადაგში, მცენარეში და საბოლოოდ იმ პროდუქტში, რომელიც გამოიყენება საკვებად ადამიანის ან ცხოველთა მიერ, ამიტომ დიდი მნიშვნელობა ენიჭება ქარხნული წესით დამზადებულ მინერალურ სასუქებში ტოქსიკური წარმომავლობის მინარევებისა და ბუნებრივი წარმოშობის რადიონუკლიდების მინიმუმამდე შემცირებას.

ბიოსფეროს ყველაზე სახიფათო დამაბინძურებელი აზოტიანი სასუქებიდან არის: ნატრიუმის გვარჯილა, კალციუმის გვარჯილა, ამონიუმის გვარჯილა, შარდოვანა, ამონიუმის სულფატი. განსაკუთრებით ძლიერ აჭუჭყიანებენ გარემოს ამ სასუქების ნიტრატული ფორმები, რომლებიც მაღალი ხსნადობით და გადაადგილების უნარით ხასიათდებიან და ადვილად ჩაირეცხებიან და გადაირეცხებიან წვიმისა თუ სარწყავი წყლით, ამიტომ ხშირ შემთხვევაში მათი დიდი დოზით გამოყენებისას, შეტანის ვადების, წესებისა და ხერხების დარღვევისას, იმ რეგიონებში, სადაც მაღალია სოფლის მეურნეობის ქიმიზაციის დონე, შეინიშნება სასმელი და გრუნტის წყლების, წყალსატევების და ჩამდინარე წყლების ნიტრატებით დაბინძურება.

მინერალური და ორგანული სასუქები და მინერალური სასუქების ნედლეული, ძირითად საკვებ ელემენტებთან ერთად, შეიცავენ მინარევებს, მძიმე ლითონების მარილებს, ორგანულ შენაერთებს, რადიაქტიურ ნივთიერებებს.

სასუქების არასასურველ მინარევებს მიეკუთვნება მათ შემადგენლობაში შემავალი ბალასტური ელემენტები, როგორცაა: ფტორი, ქლორი, ნატრიუმი, მძიმე და რადიაქტიური ელემენტები და იშვიათი ლითონები, რომლებიც გარემოს პოტენციურ დამაბინძურებლებს წარმოადგენენ და მკაცრად უნდა იქნენ აღრიცხული მინერალური სასუქების ნიადაგში შეტანის დროს.

მინარევების შემცველობა მინერალურ და ორგანულ სასუქებში განსხვავებულია, ყველაზე მეტია ფოსფორიანი სასუქში, ყველაზე მცირე ორგანულ სასუქში.

სასუქების დიდი დოზით შეტანისას ბალასტური ელემენტები ნიადაგში გროვდება მნიშვნელოვანი რაოდენობით, რამაც შეიძლება უარყოფითად იმოქმედოს მის თვისებებზე, ნაყოფიერებაზე, მოსავლის ხარისხსა და რაოდენობაზე, გრუნტის, სასმელი წყლებისა და წყალსაცავების სისუფთავეზე. სასუქების ბალასტში შემავალი ნივთიერებებიდან ყველაზე საშიშია მძიმე ლითონები Hg, Pb, Cd, As და სხვ, რომელთა დაგროვება არღვევს ბუნებრივ წონასწორობას. გარდა სასუქებისა, ისინი გარემოში ხვდებიან მადნების მომპოვებელი საბადოებიდან, გადამუშავების შემდეგ დარჩენილი წილებიდან, რომლებსაც რამდენიმე ჰა ფართობი უკავიათ. ამის გამო მძიმე ლითონებით ბინძურდება არა მარტო წიდის დასაყრელი ადგილები, არამედ მისი მიმდებარე ტერიტორია და ჩამდინარე წყლებიც.

ფოსფორიანი სასუქები და მათი აგრომადნები ყველა სასუქზე მეტ მინარევს შეიცავენ და ხელს უწყობენ ნიადაგში ისეთი არასასურველი ელემენტების დაგროვებას, როგორებიცაა: კადმიუმი, ქრომი, კობალტი, სპილენძი, ტყვია, ნიკელი, ვანადიუმი, თუთია, სტრონციუმი, ფტორი, ურანი, ბუნებრივი რადიაქტიური ელემენტები - რადიუმი, სტრონციუმი და თორიუმი.

ამდენად, მინერალური სასუქები წარმოადგენენ ეკონომიკურად გამართლებულ ღონისძიებას მემცენარეობის პროდუქტების წარმოების გაზრდის საქმეში. ამასთანავე

მრეწველობისა და სოფლის მეურნეობის ინტენსიური განვითარებისას, როცა ირღვევა ბუნებრივი წონასწორობა, სასუქების გამოყენების დადებით როლთან ერთად გასათვალისწინებელია ყველა ის უარყოფითი შედეგი, რომელიც შეიძლება მოჰყვეს მათ არასწორ გამოყენებას.

პესტიციდები წარმოადგენენ ხელოვნურად შექმნილ ნივთიერებებს, რომლებიც გამოიყენებიან მცენარეთა დაავადებებთან და მავნებლებთან საბრძოლველად. თანამედროვე პირობებში პესტიციდების დაახლოებით 1.5 მლნ ტონა ნივთიერებაა მოხვედრილი მიწისზედა და ოკეანურ ეკოსისტემებში. პესტიციდები დიდ ზიანს აყენებენ ორგანიზმებს და აქვეითებენ ბუნებრივი ბიოცენოზების ჯანმრთელობას.

ეკოლოგიური გამოკვლევებით დადგენილია, რომ პესტიციდები, ანადგურებენ რა მავნებლებს, დიდ ზიანს აყენებენ ორგანიზმებს და ბუნებრივ ბიოცენოზებს. სოფლის მეურნეობაში უკვე დიდი ხანია დგას პრობლემა მავნებლებთან ბრძოლის ქიმიური მეთოდებიდან ბიოლოგიურ მეთოდებზე გადასვლისა.

პესტიციდების გამოყენება მთელ მსოფლიოში ორ პრობლემასთანაა დაკავშირებული - გარემოსა და კვების პროდუქტების სხვადასხვა ქიმიური ნივთიერებების ნაშთებით, კერძოდ ვერცხლისწყლის ორგანული, ქლორორგანული პესტიციდებით და სხვა მრავალი ნაერთებით დაბინძურებასთან და მათი თავიდან აცილების გზების ძიებასთან.

გაერთიანებული ერების ორგანიზაციასთან არსებული სოფლის მეურნეობის საერთაშორისო ორგანიზაციის მონაცემებით, სოფლის მეურნეობის პროდუქციის მავნებლებითა და დაავადებებით გამოწვეული ყოველწლიური დანაკარგები მთელი მოსავლის 20%-ზე მეტს შეადგენს. მათ წინააღმდეგ მსოფლიოს სოფლის მეურნეობაში ყოველწლიურად 1,5 მილიონ ტონაზე მეტი პესტიციდები გამოიყენება.

ტოქსიკურობის მიხედვით პესტიციდები პირობითად იყოფა ძლიერმოქმედ, მადალტოქსიკურ, საშუალოტოქსიკურ და მცირეტოქსიკურ შენაერთებად. სოფლის მეურნეობაში გამოყენებული პესტიციდები საწარმოო დანიშნულების მიხედვით ასევე ჯგუფებად იყოფიან. მაგალითად, მავნე მწერების მოსასპობ საშუალებებს ეწოდება

ინსექტიციდები (insectum – მწერები, caed – ვკლავ), სარველა მცენარეულობის წინააღმდეგ გამოყენებულ საშუალებებს - ჰერბიციდები (herba – ბალახი, მცენარე, caed – ვკლავ). გარდა ამისა, მიღების ხერხისა და ქიმიური თვისებების მიხედვით, პესტიციდებს ყოფენ ქლორორგანულ, ფოსფორორგანულ, ვერცხლისწყალორგანულ ნაერთებად და სხვა. ამ ნიშნის მიხედვითაც 10-ზე მეტ ჯგუფს განასხვავებენ [20].

ბევრი მდგრადი პესტიციდი, მაგალითად, ჰექსაქლორანი და დდტ, შეაღწევენ რა ნიადაგში, კი არ იშლებიან, არამედ გროვდებიან მასში. ამ ტოქსიკური ნივთიერებების ნაწილი თანდათანობით ვრცელდება წყალსატევებში, მტვრის სახით ჰაერში და ა.შ. მათი შემდგომი გავრცელება დამოკიდებულია ნიადაგის თვისებებზე, რომელიც ასრულებს დაბინძურების უნივერსალური ბიოლოგიური ადსორბენტის და ნეიტრალიზატორის როლს, აგრეთვე ადამიანის ორგანიზმში სინთეზირებული ნივთიერებების მინერალიზატორის როლს.

პესტიციდებით ნიადაგის ბინძურდება მემცენარეობაში მათი მრავალწლიანი გამოყენების შემდეგ. ნიადაგში მათ გადანაცვლებას ხელს უწყობს ატმოსფერული ნალექების დიდი რაოდენობა, უმნიშვნელო აქროლების უნარი, ნიადაგში ჰუმუსის დაბალი შემცველობა და მიკროორგანიზმების სუსტი აქტივობა, პრეპარატის დაშლის ხანგრძლივი პერიოდი, წყალში კარგად ხსნადობა, ნიადაგის მიერ მათი შთანთქმის უნარი [28].

ეკონომიკურად და ეკოლოგიურად ყველაზე გამართლებულია პესტიციდებისგან ნიადაგის გაწმენდის ბიოლოგიური მეთოდი; კარგ შედეგს იძლევა პესტიციდების დაშლა კომპოსტირებით [7].

დიოქსინები ატმოსფეროში მდგრადი ნაერთებია, დედამიწაზე არ არსებობს ბაქტერია, რომელიც ახდენს მათ ეფექტურ დაშლას [20].

დიოქსინები დიდი რაოდენობითაა ზოგიერთი საწარმოს გამონაბოლქვ გაზებში. აქედან გამომდინარე, ნიადაგი უფრო მეტად ჰაერიდან ბინძურდება. ნიადაგში დიოქსინი უპირატესად გროვდება ზედა 2-7 სმ-იან ჰუმუსოვან ფენაში, სადაც ის გადადის ორგანულ ფორმაში. მათი გადაადგილების უნარს ადიდებს გამოფრქვეულ

გაზებში არსებული ორგანული გამხსნელები, ნავთობპროდუქტები და ორგანული ნივთიერებები. დიოქსინი ნიადაგში აღწევს 6-20 სმ სიღრმეზე. მათი სტაბილურობა დამოკიდებულია ნიადაგის ტიპზე, ტენიანობაზე, ტემპერატურაზე, მიკროორგანიზმების შემცველობაზე, გაკულტურების ხარისხსა და სხვა ფაქტორებზე.

სასოფლო-სამეურნეო სავარგულად გამოყენებულ ნიადაგში დიოქსინის შემცველობა არ უნდა აღემატებოდეს 0,1 მგ/კგ-ს. სახნავ-სათესად გამოუსადეგარია ის ნიადაგი, რომელიც შეიცავს 1 მგ/კგ დიოქსინს. დიოქსინით დაბინძურების აღსაკვეთად აუცილებელია იმ ქარხნების ტექნოლოგიური პროცესების მოდერნიზაცია, რომლებიც დიოქსინით აბინძურებენ გარემოს.

1.1.3. გარემოს დაბინძურება რადიონუკლიდებით

გარემოს დაბინძურებაში დიდია რადიოაქტიური წყაროების როლი. დღესდღეობით ატომური ენერგეტიკა ემყარება ატომურ ელექტროსადგურებს, რომლებიც გამოიყენებენ რადიოაქტიურ ქიმიურ ნივთიერებებს. ატომური იარაღის გამოცდებმა, ატომურ ელექტროსადგურებზე მომხდარმა ავარიებმა, ადამიანის საწარმოო საქმიანობით ბუნებრივი და ხელოვნური წარმოშობის რადიონუკლიდების გაბნევამ გარემოში გამოიწვია ბიოსფეროს დაბინძურებას რადიონუკლიდებით [75].

მეცნიერებისა და ტექნიკის განვითარება, ტრანსპორტისა და მრეწველობის სწრაფი ზრდა, სასოფლო-სამეურნეო წარმოების ქიმიზაცია იწვევს ბიოსფეროში ბუნებრივი და ხელოვნური რადიონუკლიდების რაოდენობის მნიშვნელოვან ზრდას.

ხელოვნური რადიაციული ფონის ფორმირებაში დიდი წვლილი მიუძღვის უკანასკნელი წლების განმავლობაში შექმნილი რამდენიმე ასეული ხელოვნური რადიონუკლიდების გამოსხივებას. დღეისათვის ატომური ენერგია გამოიყენება მედიცინაში, ატომური იარაღისა და ენერჯის, ასევე მნათი ციფერბლატიანი საათების

წარმოებაში, სასარგებლო წიაღისეულის აღმოსაჩენად და სხვა. ატომური აფეთქების პროდუქტები, ბირთვული ენერგეტიკისა და ავარიების ნარჩენები შეიცავს უამრავ ხელოვნურ იზოტოპს, რაც იწვევს ბიოსფეროს დაბინძურებას. ხელოვნური რადიონუკლიდების გლობალური გამოლექვა იწვევს როგორც ცალკეული ადამიანის, ასევე დედამიწის მთელი მოსახლეობის დასახივეების დოზების ზრდას [55]. ამასთან, გასათვალისწინებელია, რომ რადიონუკლიდებს გააჩნიათ უნარი დაგროვდნენ სხვადასხვა ორგანოებსა და ქსოვილებში, უჯრედის შიგნით. ეს მოვლენა ეკოლოგიაში ცნობილია რადიოაქტივობის ბიოაკუმულაციის სახელით. ამ დროს იზრდება ორგანიზმის გარეგანი და შინაგანი დასახივეების დონე. ამ მხრივ განსაკუთრებული მნიშვნელობა ენიჭება სტრონციუმ-90-სა და ცეზიუმ-137-ს, რადგან ისინი დიდი რაოდენობით გროვდება საკვებ პროდუქტებში.

მცენარეული და ცხოველური სამყაროს რადიოაქტივობას პრაქტიკულად განაპირობებს ყველა რადიოაქტიური იზოტოპი, რომლებიც არსებობს ბუნებაში, ისინი პირობითად შეიძლება 2 ჯგუფად დაიყოს. პირველ ჯგუფს მიეკუთვნება ის რადიოაქტიური იზოტოპები, რომლებიც შერეულია სტაბილურ ელემენტებთან, აქტიურად მონაწილეობენ ნივთიერებათა ცვლის პროცესში და უზრუნველყოფენ ცოცხალი მატერიის ყველა ორგანოსა და სისტემის ფუნქციონირებას. ძირითადად ეს ელემენტებია ^{40}K , ^{14}C , ^3H ; მეორე ჯგუფს მიეკუთვნება ის რადიოიზოტოპები, რომელთა მონაწილეობა ცვლის პროცესებში დღეისათვის სათანადოდ არ არის შესწავლილი, ესენია: ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{210}Pb , ^{210}Po .

მცენარეულ და ცხოველურ ორგანიზმებში ამ ჯგუფის იზოტოპების შემცველობა დამოკიდებულია გარემოში მათ კონცენტრაციაზე.

პირველი ჯგუფის იზოტოპებით განპირობებული დასახივეების შექმნაში მთავარ როლს ^{40}K და ^3H თამაშობს, ისინი აუცილებლად შედიან სხვადასხვა ცოცხალი სტრუქტურების შემადგენლობაში და მათ გარეშე ადამიანის ორგანიზმის არსებობა შეუძლებელია. ადამიანის სხვადასხვა ორგანოებსა და სისტემებში ყველაზე დიდი რაოდენობით კალიუმ-40 არის. მისი მასა მოზრდილი ადამიანის სხეულის მასის

დაახლოებით 0,19 %-ს შეადგენს, თუმცა ეს მაჩვენებელი ცალკეული ინდივიდუმის შემთხვევაში შეიძლება 150-200%-ითაც კი გაიზარდოს. მცენარეულ ორგანიზმებში კალიუმის შემცველობა 3-10-ჯერ ნაკლებია, ვიდრე დედამიწის ქერქში. უფრო ნაკლებია (10-15-ჯერ) კალიუმი ცხოველთა ორგანიზმებში.

ადამიანის მოღვაწეობის შედეგად გარემომცველ სამყაროში მოხვედრილი ხელოვნური რადიოაქტიური იზოტოპები (სისტემატურად თუ ეპიზოდურად) პირობითად შეიძლება სამ ჯგუფად დაიყოს:

ა) ბირთვული აფეთქების პროდუქტები ან რეაქტორების „არანორმალური“ მოქმედების პროდუქტები ნამსხვრევული ან ნეიტრონულ-აქტივაციური წარმოშობისა. ამ ჯგუფის ხანგრძლივად მცხოვრები რადიოიზოტოპები ბიოლოგიურ საშიშროებას წარმოადგენს: ცეზიუმ-137, $TI/2=30$ წელი; სტრონციუმ-90, $TI/2=28$ წელი; მანგანუმ-54, $TI/2=310$ დღე-ღამე; ცეზიუმ-144, $TI/2=290$ დღე-ღამე; ცირკონიუმ-95+ნეობიუმ-95-თან $TI/2= 65$ და 35 დღე-ღამე; მცირე ხანს მცხოვრები იოდის, ცეზიუმისა და სხვა იზოტოპები.

ბ) ატმოსფეროში გამოფრქვეული ბირთვული ენერგეტიკის ნარჩენები. ეს არის ძირითადად აიროვანი, „ძნელად დასაჭერი“: ქსენონ-133, $TI/2=5,3$ დღე-ღამე; იოდი-131, $TI/2=8$ დღე-ღამე; ტრითიუმი, $TI/2=12,5$ წელი; კრიპტონი-85, $TI/2=10,6$ წელი. გარემოში, იოდისა და ტრითიუმის გარდა, ისინი პრაქტიკულად არ გვხვდება.

გ) რადიოაქტიური იზოტოპები, რომელთა გამოჩენა ატმოსფეროსა და სხვა გარემოში ატარებდა ეპიზოდურ (შემთხვევით ან წინასწარგანზრახულ) ხასიათს. ასეთია ბირთვული აფეთქებისას განზრახ შეტანილი ვოლფრამი-181 ($TI/2=75$ დღე-ღამე), აგრეთვე ამერიკული თანამგზავრის ავარიის შედეგად მისი ელექტროენერჯის იზოტოპური წყაროებიდან ატმოსფეროში მოხვედრილი პლუტონიუმ-238 ($TI/2=86$ წელი).

ბიოლოგიური თვალსაზრისით სტრონციუმ-90 და ცეზიუმ-137 ატომური აფეთქებათა შედეგად წარმოქმნილ რადიოაქტიურ ნივთიერებათა შორის დიდ საშიშროებას წარმოადგენენ. ეს ნივთიერებები გროვდება ძვლებში, ქსოვილებსა და

ორგანიზმში და ქმნიან გენეტიკური აპარატის დაზიანების ძირითად წყაროს. სტრონციუმ-90 და ცეზიუმ-137 ძირითადად განაპირობებენ გარემოს დაბინძურების რადიოჰიგიენურ ასპექტებს. ქმნიან დაბინძურების მუდმივ ველებს გარემოსა და მთელ ბიოსფეროში. მათი მიგრაციის თავისებურებები ძირითადად განაპირობებს ჩამოყალიბებული დოზური დატვირთვების დონის ზრდას.

ნიადაგის მინერალური შემადგენლობა გავლენას ახდენს რადიონუკლიდების შთანთქმის რაოდენობასა და ნიადაგში მათი დამაგრების სიმტკიცეზე. რადიონუკლიდები ნიადაგში შეიძლება არსებობდეს როგორც მიმოცვლით, ასევე არამიმოცვლით ფორმაში, რაც დამოკიდებულია ნიადაგის შედგენილობაზე.

რადიონუკლიდები ნიადაგში მოხვედრისას იმყოფებიან სხვადასხვა ფორმაში: წყალში ხსნად, მიმოცვლით, არამიმოცვლით და მტკიცედ ფიქსირებულ ფორმებში.

სორბციული პროცესები ნიადაგში გავლენას ახდენენ რადიონუკლიდების გადანაცვლებაზე მის სხვადასხვა ფორმებში. ნიადაგში რადიონუკლიდების მოხვედრისას დროთა განმავლობაში იცვლება მათი ფიზიკურ-ქიმიური ფორმები, რადიონუკლიდები ნაკლებად ხელმისაწვდომნი ხდებიან მცენარეებისათვის. მიმდინარეობს მათი ე.წ. „დაბერების“ პროცესი ნიადაგში, ანუ ადგილი აქვს ქიმიური რეაქციების კომპლექსს, რომლებიც დაკავშირებულია მათ შესწავლასთან თიხოვანი მინერალების კრისტალურ მესერში, თანაურ მიმოცვლასთან, ქიმიურ თანადალექვასთან და ა.შ.

რადიონუკლიდების დიდი ნაწილი ნიადაგთან ურთიერთქმედებისას საკმაოდ სწრაფად გადადის წყალში ხსნადი ფორმიდან მიმოცვლით ფორმაში. შემდეგ კი რადიონუკლიდების ნაწილი გადადის მიმოცვლითი ფორმიდან არამიმოცვლით ფორმაში.

^{137}Cs მიმოცვლითი ფორმის შემცველობა ნიადაგში 5-7 წლის შემდეგ არ აღემატება 24%-ს. ამ რადიონუკლიდის ურთიერთქმედებისას ნიადაგთან მისი მიმოცვლითი და მყავაში ხსნადი ფორმების შემცველობა ნიადაგში მცირდება 2,5-3-ჯერ.

^{137}Cs მნიშვნელოვანი ნაწილი (დაახლოებით 70%) გადადის მტკიცედ ფიქსირებულ

მდგომარეობაში.

ნიადაგში რადიონუკლიდების არსებობის ფორმები განსაზღვრავენ მის შემდგომ ქცევას ნიადაგის საფარში, კერძოდ კი მიგრაციას ნიადაგის პროფილში, რაც ცვლის მის განაწილებას ნიადაგის იმ ფენაში, რომელშიც განლაგებულია ფესვები.

ნიადაგში რადიონუკლიდების არსებობის ფორმები (მიმოცვლითი, არამიმოცვლითი, მტკიცედ ფიქსირებული), ნიადაგის ფიზიკურ-ქიმიური პროცესები და აგრომეტროლოგიური პირობები გავლენას ახდენენ ნიადაგის ხსნარში და მყარ ფაზაში რადიონუკლიდების მიგრაციის მექანიზმსა და დიფუზიაზე.

ნიადაგში რადიონუკლიდების დიფუზია მათი კონცენტრაციების თვითნებური გათანაბრებაა სისტემაში მიწის ნაწილაკებთან შეხებისას ერთი ნივთიერების მოლეკულების მეორესთან შეღწევის გზით.

ერთ-ერთ ფაქტორს, რომელიც გავლენას ახდენს რადიონუკლიდების მიგრაციაზე ნიადაგში, წარმოადგენს ჭარბი ტენიანობა.

დადგენილია, რომ დიფუზიის სიჩქარე დამოკიდებულია ნიადაგის ტიპზე, ასევე ტენიანობასა და ნიადაგის ტემპერატურაზე.

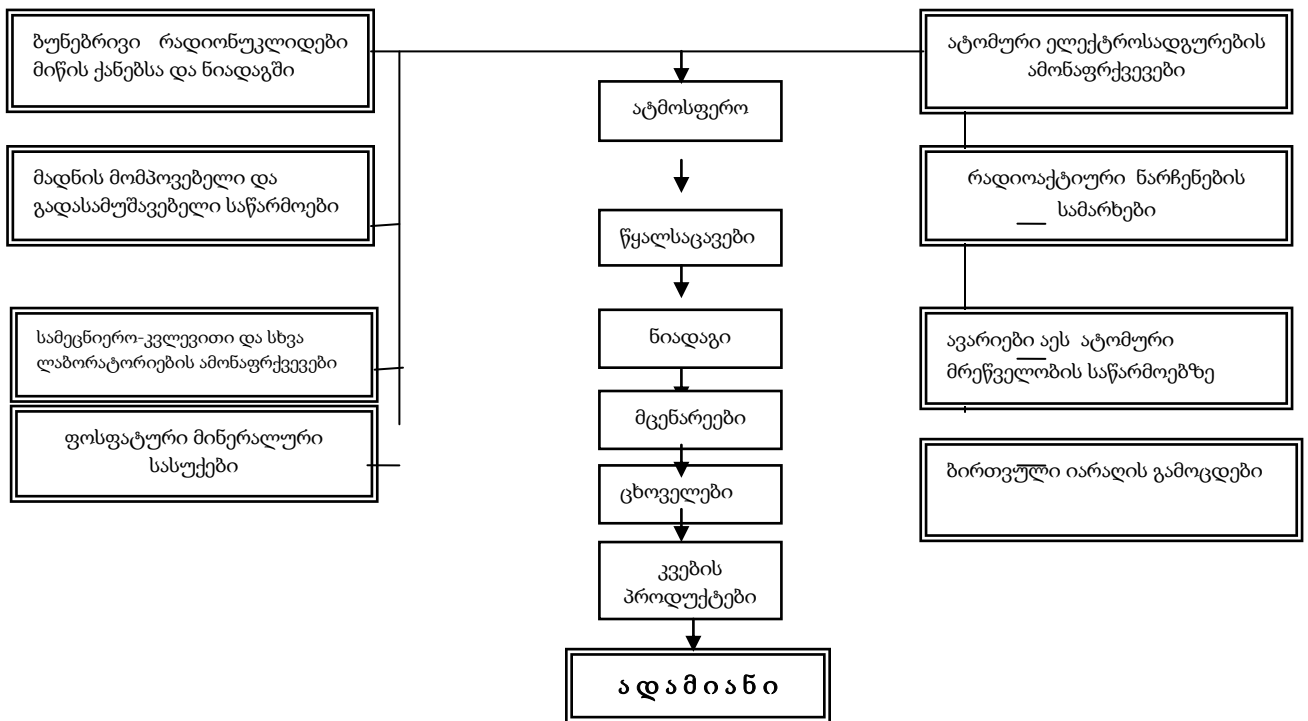
სხვადასხვა რადიონუკლიდებს ერთი და იგივე ტიპის ნიადაგში გააჩნიათ მიგრაციის სხვადასხვა სიჩქარე. დადგენილია, რომ ^{137}Cs -ის დიფუზიის კოეფიციენტი მნიშვნელოვნად დაბალია, ვიდრე ^{90}Sr -ის.

გარემოში არსებული ბუნებრივი და ხელოვნური რადიონუკლიდები ერთვებიან „კვებით ჯაჭვში“ და კვების პროდუქტებთან ერთად ხვდებიან ადამიანის ორგანიზმში, ხშირ შემთხვევაში ხდება მათი ნივთიერებათა ცვლის პროცესში ჩართვა. აღსანიშნავია, რომ კვების პროდუქტებში შესაძლოა მოხვდეს ხელოვნური რადიონუკლიდების დიდი რაოდენობები ნახევრად დაშლის დიდი პერიოდით: ^{14}C (5730 წელი), ^{129}I (16 მლნ წელი) და სხვა.

რადიოაქტიურმა ნივთიერებებმა ორგანიზმში შეიძლება შეაღწიონ სამი გზით: სასუნთქი ორგანოდან, ფილტვებიდან, კუჭ-ნაწლავის ტრაქტით საკვებთან და წყალთან ერთად და ზედაპირული კონტაქტური გზით (ლიტერატურაში ამ გზის სინონიმად

იხსენიება მხოლოდ კანი მაშინ, როცა შესაძლებელია ეს მოხდეს სმენის და მხედველობის ორგანოებითაც) [53].

გაეროს სამეცნიერო კომიტეტი, ჩერნობილის აეს-ზე ავარიის შედეგად დაზარალებული მსოფლიოს სხვადასხვა ქვეყნების მონაცემების საფუძველზე მივიდა დასკვნამდე (1993 წ.), რომ დაბინძურებული კვების პროდუქტები გახდნენ ადამიანების ^{131}I და ^{137}Cs დასხივების ერთ-ერთ ყველაზე მნიშვნელოვანი წყარო. ჩერნობილის აეს-ზე მომხდარი ავარიის შედეგად საერთო გამონაფრქვევში ამ რადიონუკლიდებისა და აგრეთვე ^{134}Cs წილი არის რადიოაქტიური ნივთიერებების 43%-ზე მეტი. მითითებული რადიონუკლიდები ხვდებოდნენ ადამიანის ორგანიზმში რძესთან და მწვანილთან ერთად საძოვრებზე, მოზარდ ბალახსა და ბოსტნეულ კულტურებზე, მათი უშუალო დალექვის შემდეგ.



სქემა 1. "კვებით ჯაჭვში" და ადამიანის ორგანიზმში რადიონუკლიდების
შეღწევის წყაროები

გაეროს სამეცნიერო კომიტეტის მიერ ჩატარებულმა ანალიზმა აჩვენა, რომ ^{137}Cs და აგრეთვე ^{134}Cs წილზე მოდის მიღებული საკვების რადიონუკლიდებით შიდა დასახივების დოზის 50%-ზე მეტი.

უნდა აღინიშნოს აგრეთვე ორგანიზმში „კვებითი ჯაჭვის“ მეშვეობით კიდევ ერთი რადიონუკლიდის ^{90}Sr -ის შეღწევის შესახებ. ჩერნობილის აეს-ის საერთო ამონაფრქვევებში ^{90}Sr -ის წილი არის 4%-მდე, მისი მნიშვნელობა განსაკუთრებულად დიდია: ადამიანის ორგანიზმში შეღწევისას სტრონციუმი გროვდება ძვლოვან ქსოვილში და პრაქტიკულად არ გამოდის, მისი ნახევრად დაშლის პერიოდი 29,12 წელია.

1.1.4. ჩერნობილის კატასტროფის გავლენა საქართველოს

რადიოეკოლოგიურ მდგომარეობაზე

ცნობილია, რომ ხელოვნური რადიონუკლიდების საქართველოს ტერიტორიაზე შემოღწევა განპირობებულია 1963 წლიდან წარმოებული ბირთვული იარაღის გამოცდებით და შემდგომ ბირთვული ენერგეტიკის ობიექტებზე რადიოეკოლოგიური ავარიებით.

საქართველოს ტერიტორიაზე მათი განაწილება დაკავშირებულია ნალექების განაწილების ზონალობასთან: საქართველოს ტერიტორიაზე ხელოვნური რადიონუკლიდების განაწილებაში არის კანონზომიერება ჩრდილოეთიდან სამხრეთისაკენ კლებისა და აღმოსავლეთიდან დასავლეთისაკენ მატებისა. ასევე მატულობს მათი რაოდენობა სიმაღლის მატებასთან ერთად და ხელოვნური რადიონუკლიდების საერთო რადიოეკოლოგიურ გამოსხივებაში (ნიადაგის ზედაპირზე) უკავია 2%-მდე.

ცნობილია, რომ ნიადაგში რადიონუკლიდების შემცველობა პირდაპირ კავშირშია გამოლექილ ატმოსფერულ ნალექებთან. ამასთანავე ატმოსფეროდან გამოლექილი

რადიონუკლიდების მაქსიმალური რაოდენობა აღმოჩენილი იყო 1956-64 წლებში. ამ პერიოდში შეიმჩნეოდა ნიადაგში რადიონუკლიდების: სტრონციუმის და ცეზიუმის თანდათანობით მატება. 1968 წელს რადიოაქტიური გამოლექვის დონე 10-ჯერ შემცირდა 1963 წელთან შედარებით. ხოლო 1974 წელს კვლავ შეიმჩნეოდა რადიონუკლიდების წლიური გამოლექვის მატება (თეზისების კრებული, თბილისი. 2000 წ.).

ჩერნობილის ავარიის შედეგად გამოილექა სხვადასხვა სახის რადიონუკლიდი. დაბინძურების პიკი გაუტოლდა 1963 წელის ჰაერის გლობალურ დაბინძურებას, რომელიც განპირობებული იყო ბირთვული იარაღის ატმოსფეროში ინტენსიური გამოცდების შედეგად. ყოველივე ამან გამოიწვია მოსახლეობის გარეგანი დასახივების ზრდა.

ჩერნობილის კატასტროფა, რომელიც მოხდა 1986 წლის 26 აპრილს უკრაინის ტერიტორიაზე მდებარე ჩერნობილის ატომური ელექტროსადგურის მეოთხე ბლოკში, იყო ბირთვულ მოვლენათა საერთაშორისო შკალით მეშვიდე დონის ერთადერთი შემთხვევა ისტორიაში. ის შეფასებულია, როგორც უდიდესი ავარია ატომური ენერგეტიკის ისტორიაში, როგორც დაღუპულთა და მისგან დაშავებულ ადამიანთა რაოდენობით, ისე ეკოლოგიური დაბინძურებითა და ეკონომიკური ზიანით [6].

ჩერნობილის აეს-ზე მომხდარი ავარიის შედეგად რადიონუკლიდური დაბინძურება განსხვავებული ხარისხით გავრცელდა თითქმის მთელ დედამიწაზე. რადიოაქტიური ნივთიერებებს შორის იყო ურანის იზოტოპი, პლუტონიუმი, იოდი-131 (ნახევრად დაშლის პერიოდი 8 დღე), ცეზიუმი-134 (ნახევრად დაშლის პერიოდი 2 წელი), ცეზიუმი-137 (ნახევრად დაშლის პერიოდი 30 წელი) და სტრონციუმი-90 (ნახევრად დაშლის პერიოდი 28 წელი). ავარიის შედეგად გაჩენილმა რადიოაქტიურმა ღრუბელმა გადაიარა სსრკ-ის ევროპული ნაწილი, აღმოსავლეთი ევროპა, სკანდინავია, დიდი ბრიტანეთი და აშშ-ს აღმოსავლეთი ნაწილი. რადიოაქტიური ნალექის 60% დაილექა ბელორუსიის ტერიტორიაზე [106].

ჩერნობილის ავარიის შედეგად დაბინძურებული ჰაერის მასები კავკასიის მიმართულებით გადაადგილდა, რამაც მაისის დასაწყისში გამოიწვია

რადიოაქტიურობის ფონის გადაჭარბება ბათუმისა და აფხაზეთის ტერიტორიაზე 500000-ჯერ, ხოლო კოლხეთის ტერიტორიაზე - 100 000-ჯერ. დადგენილია, რომ 1986 წლის მაისის შუა რიცხვებში დასავლეთ საქართველოში ხანმოკლე სიცოცხლისუნარიანი იოდის ^{131}I რადიოაქტიური იზოტოპით ნიადაგის დაბინძურება კმ²-ზე 1 კიურის აღემატებოდა, აფხაზეთში 3 კიურის, ხოლო აჭარაში - 2.5 კიურის შეადგენდა. 1988 წლის ბოლოსათვის საქართველოს შავი ზღვის სანაპიროზე ჩერნობილური წარმოშობის რადიოაქტიური ^{137}Cs -ით დაბინძურება კმ²-ზე 5 კიურის აღწევდა [68].

რადიოაქტიური დაბინძურების მხრივ საქართველო მეოთხე ადგილზე აღმოჩნდა. განსაკუთრებით დაბინძურდა შავი ზღვის სანაპირო. კატასტროფის შედეგად დასავლეთ საქართველოს ტერიტორიამ განიცადა მნიშვნელოვანი რადიოაქტიური დაბინძურება [51], [133].

ავარიის პირველსავე დღეებში საქართველოში რადიაციულმა ფონმა ძალზე მოიმატა ხელოვნური რადიონუკლიდების ხარჯზე: ქ. ბათუმის ტერიტორიაზე იგი 70-180 მკრ-სთ-ს, ქ. ფოთში კი 80-180-მკრ-სთ-ს შეადგენდა. საერთო რადიაციული ფონი ნორმასთან შედარებით 20-ჯერ გაიზარდა. დაკვირვებები წარმოებდა პლანშეტებით დალექილ აეროზოლებზე და ფილტრსავენტილაციო დანადგარებით დგინდებოდა მათი კონცენტრაცია.

სამედიცინო სტატისტიკის მიხედვით, თბილისში გამოვლენილი ლეიკოზების რაოდენობამ წინა წლებთან შედარებით 1987 წელს მკვეთრად მოიმატა, ხოლო 1988 წელს ლეიკოზის შემთხვევათა რაოდენობა 3-ჯერ გაიზარდა. დასავლეთ საქართველოში 1986-1990 წლებში საგრძნობლად იმატა ისეთმა დაავადებებმა, როგორცაა ფეხმძიმე ქალების ანემია (47.4%-ით), შაქრიანი დიაბეტი (42.3%-ით), ენდოკრინული სისტემის პირველადი დაავადებები ზრდასრულ ადამიანებსა (24.6%-ით) და ბავშვებში (21.5%-ით); წინა წლებთან შედარებით ავთვისებიანი სიმსივნით დაავადებულთა რიცხვი 20.5%-ით გაიზარდა.

(ქ. ქუთაისში გამოვლენილი ონკოლოგიური, ენდოკრინული, ჰემატოლოგიური დაავადებების სტატისტიკა წარმოდგენილია №1 დანართში).

საქართველოს ტერიტორიისთვის დადგენილია, რომ მაღალტენიანი ნალექის მომტანი ჰაერის მასების შემოჭრის ტრაექტორიები ძირითადად ემთხვევა რადიონუკლიდებით დაბინძურებული ჰაერის მასების შემოჭრის ტრასებს. ამის საფუძველზე, საქართველოს ტერიტორიაზე ნალექების მოსვლისა და შესაბამისად, რადიონუკლიდებით დაბინძურების მიხედვით, გამოყოფილია „აქტიური“ რეგიონები, რაც საშუალებას იძლევა დაისახოს ღონისძიებები მათში ფონური კონტროლის გაძლიერებისა და მოსახლეობის დასახივების შესწავლის მიზნით [5], [6], [25].

ჩერნობილის ფორუმმა (ორგანიზაცია, რომელიც მოქმედებს გაერთიანებული ერების ორგანიზაციის, მათ შორის ატომური ენერჯის საერთაშორისო სააგენტოსა და ჯანდაცვის მსოფლიო ორგანიზაციის მფარველობით) 2005 წელს გამოაქვეყნა ვრცელი ანგარიში, რომელშიც გაანალიზებულია მრავალმხრივი სამეცნიერო კვლევა, ავარიასთან დაკავშირებული ფაქტორების მოსახლეობაზე გავლენა [89].

1986 წელს ჩერნობილის ატომური სადგურის კატასტროფამ მნიშვნელოვნად შეცვალა საქართველოში, კერძოდ, დასავლეთ საქართველოში, რადიაციული მდგომარეობა, რამაც მნიშვნელოვანი გავლენა მოახდინა ცეზიუმ-137-ისა და სტრონციუმ-90 ის შეფარდებაზე. დაბინძურების დონის ზრდა ჩერნობილის ატომური სადგურის ავარიის შემდეგ ძირითადად განპირობებულია რადიაქტიური ცეზიუმის ჭარბი რაოდენობის გამოლექვით. როგორც ცნობილია, რადიონუკლიდების განაწილებაზე ძირითადად მოქმედებს ატმოსფერული ნალექები, ქარის მიმართულება და სხვა [6].

ჩერნობილის კატასტროფის შედეგები აისახება დასავლეთ საქართველოში ნიადაგის რადიაქტიულად დაბინძურებული ლაქების სახით, რომელიც დაფიქსირებულია ქ. ქუთაისში, წყალტუბოში, სამტრედიაში, ხონში. ზუგდიდში, სენაკში და სხვა ადგილებში. ამ ლაქებში ძირითადად შეინიშნება ცეზიუმ-137 რადიონუკლიდების შედარებით მაღალი კონცენტრაცია. ჩერნობილის კატასტროფის შედეგების ლიკვიდაცია მოითხოვს კოლოსალურ ფინანსურ რესურსებს, რასაც ვერ ახერხებენ ამ კატასტროფით მნიშვნელოვნად დაზარალებული, ეკონომიკურად

განვითარებული ქვეყნები. მითუმეტეს რთულია ამ პროცესის საქართველოში განხორციელება.

გათვალისწინებულია, რომ აფეთქებიდან 3-9 წლის შემდეგ რადიაციული საშიშროების ძირითად ფაქტორად გვევლინება ნიადაგი, რომელიც დაბინძურებულია ხანგრძლივი სიცოცხლისუნარიანი რადიონუკლიდების სტრონციუმითა და ცეზიუმით. ამ დროისათვის გლობალური ნალექების გამოლექვის სიმკვრივე მნიშვნელოვნად მცირდება. მცენარის და მოსავლის დაბინძურების 80% ხდება ნიადაგიდან მცენარეში რადიონუკლიდების გადასვლის ხარჯზე, რაც იმაზე მიგვითითებს, რომ ჩერნობილის ავარიიდან გავიდა 25 წელი და აუცილებელია უფრო ეფექტურად კონტროლდებოდეს ცალკეული ობიექტები, ჩატარდეს ნიადაგისა და საკვები პროდუქტების რადიაციული გამოკვლევები.

25 წლის განმავლობაში გარემოს ექსპერიმენტული კვლევები ჩატარებულია პროფესორების რ. ხაზარაძის, კ. გელაშვილის, ნ. ვეფხვაძის, ზ. ჩანქსელიანის და მ. ციციშვილის ხელმძღვანელობით [62], [64], [67], [69], [72], [73], [74], [95], [115], [116], [137], [138], [142], [144]. კვლევის შედეგები შეჯამებულია მრავალ საკვალიფიკაციო ნაშრომში (მ. ნოზაძე, შ. ხუციძე, გ. ერქომაიშვილი, კ. თაბაგარი, თ. მელქაძე, ნ. ლომსაძე, ი. გონჯილაშვილი) და პუბლიკაციებში [18], [109], [110], [112], [134], [135], [136]. ამ გამოკვლევების ძირითადი მეცნიერული შედეგები ქვეყნდება საქართველოს მეცნიერებათა აკადემიის „მაცნესა“ და „მოამბეში“, სამედიცინო პერიოდულ გამოცემებში: „რადიაციული გამოკვლევები“ (იხ. ტომები მეხუთე, მეექვსე, მეშვიდე, მერვე, მეცხრე და მეათე) და „ეკოლოგიის პრობლემები“ (გამომცემლობა „მეცნიერება“, თბილისი).

თავი 2. კვლევის ობიექტები და მეთოდები

2.1. ქ. ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების კვლევის ობიექტები

წარმოდგენილი სადისერტაციო ნაშრომის მიზნებიდან და ამოცანებიდან გამომდინარე კვლევის ობიექტებს წარმოადგენს ქ. ქუთაისი და მისი მიმდებარე ლანდშაფტები, რომლის შემადგენელ ნაწილებს მიეკუთვნება ქუთაისის ზონის ნიადაგები, მდინარეთა წყლები, მცენარეული საფარი, კლიმატი.

ქუთაისი დასავლეთ საქართველოს ცენტრალურ ნაწილში მდებარეობს. ქალაქის გეოგრაფიული კოორდინატებია აღმოსავლეთ გრძედის $42^{\circ} 15'$ და ჩრდ. განედის $42^{\circ} 40'$. მისი ფართობია 6868 ჰა. ჩრდილოეთით ქუთაისს სამგურალის ქედი ესაზღვრება, ჩრდილო-აღმოსავლეთით დაბალმთიანი ოკრიბა, სამხრეთი და სამხრეთ-დასავლეთი ნაწილი კოლხეთის დაბლობის აღმოსავლეთ ნაწილს უჭირავს. ქალაქის განაშენიანებული ტერიტორია ჩრდილოეთიდან სამხრეთისაკენ გრძელდება 7კმ-ზე, ხოლო აღმოსავლეთიდან დასავლეთისაკენ 10კმ-ზე. ყველაზე დაბალი მდებარეობა აქვს სამხრეთ განაპირა უბნებს, რომლებიც განლაგებულია ზღვის დონიდან 125-130მ-ზე. ჩრდილო-აღმოსავლეთით დასახლება თანდათან მალდება და ტყიბულის გზატკეცილის გასწვრივ აღწევს 300მ სიმაღლეს.

ქუთაისის ზონისათვის დამახასიათებელია ბუნებრივი პირობების მრავალფეროვნება. ოროგრაფიულად აქ გვხვდება როგორც ვაკე დაბლობები - ქ. ქუთაისის სამხრეთი და სამხრეთ დასავლეთი ნაწილი, ასევე გორაკ-ბორცვიანი რელიეფი, რომელიც ქალაქს ჩრდილო-აღმოსავლეთით, ჩრდილოეთით და ჩრდილო-დასავლეთით აკრავს.

2.1.1 ნიადაგები

საქართველოს ნიადაგური საფარის მრავალფეროვნება გამოწვეულია ნიადაგწარმოქმნელ ფაქტორთა მრავალფეროვნებითა და მათი ურთიერთმოქმედებით.

საქართველოში, როგორც მცირემიწიან ქვეყანაში, ბუნებრივი პირობების მრავალფეროვნება მცირე მანძილზე შეიმჩნევა, რაც ძირითადად განპირობებულია მისი გეოლოგიური აგებულებით, გეომორფოლოგიური განვითარებით.

მთიანი და ვაკე რელიეფის საზღვარზე მდებარეობის გამო ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების ნიადაგები დიდი მრავალფეროვნებით გამოირჩევა. გეოლოგიური აგებულება, რელიეფი, კლიმატი და მცენარეული საფარი განაპირობებენ ნიადაგის ხასიათს ქალაქის მიდამოების ამა თუ იმ ნაწილში. ქუთაისის მიდამოებში უპირატესად გავრცელებულია აქვს ალუვიური, სუბტროპიკული ეწერი, ყვითელმიწა, ნემომპალა-კარბონატული და ყომრალი ნიადაგები [43].

ქუთაისის სამხრეთითა და სამხრეთ-დასავლეთით ფართოდაა გავრცელებული სხვადასხვა სახის ალუვიური ნიადაგები. მდინარეთა ტერასებზე უპირატესად გხვდება უკარბონატო ალუვიური ნიადაგები, იგი გავრცელებულია ქალაქის მარცხენა მხარეში და შემდეგ სამხრეთით რიონის ორივე ნაპირზე. უფრო სამხრეთით და სამხრეთ-დასავლეთით უკარბონატო ალუვიური ნიადაგები 2-3 კმ სიგანის ზოლის სახით გასდევს რიონის მარჯვენა ნაპირს .

ქუთაისის სამხრეთ-დასავლეთით წარმოდგენილია ძველი ალუვიური რიყნარი ნიადაგები, რომლებიც ფართოდაა გავრცელებული რიონის მარჯვენა ფარცხანაყანების, ქვიტირის, მესხეთის და რიგი სხვა სოფლების მიდამოებში, აგრეთვე თვით ქალაქის ვაკე მასივზე და მეტად დიდი რაოდენობით შეიცავს მსხვილ რიყნარს. აღნიშნული სოფლების ტერიტორიაზე და მეზობლად განლაგებულ რიგ სხვა ადგილებში მიწის ზედაპირი ხშირად მთლიანად კენჭნართა და რიყნართაა დაფარული. ეს ნიადაგები გამოირჩევიან წვრილმიწის ძალზე თხელი ფენით, რომელშიც 15-20% მსხვილი რიყია. ხშირად რიყის ქვები ზედაპირზეა ამოსული და სრულებითაც არ ჩანს წვრილმიწის ფენა.

უმეტეს შემთხვევაში ალუვიური ნიადაგები სუსტად არის გაეწრებული. მექანიკური შემადგენლობით წვრილმიწის ფენა მსუბუქი და საშუალო თიხნარია. ჰუმუსის შემცველობა შედარებით მცირეა. ეს ნიადაგები საუკეთესოა საადრეო ბოსტნეულის გაშენებისათვის, შესაბამისად, დასახელებული სოფლების ტერიტორიაზე ინტენსიურადაა განვითარებული მებოსტნეობა.

განსაკუთრებული კლიმატური პირობების გამო საჭიროა ამ ნიადაგების მორწყვა ზაფხულობით, მორწყვას საჭიროებს არა მარტო ძველი ალუვიური რიყიანი ნიადაგები, არამედ საერთოდ ალუვიური ნიადაგები. უკანასკნელთა ნაყოფიერების გაზრდისათვის აუცილებელია მათი განოყიერება როგორც ორგანული, ისე მინერალური სასუქებით.

ეწერ ნიადაგებს დიდი ფართობები უჭირავს ქალაქის დასავლეთით და სამხრეთ-დასავლეთით – მაღლაკის, ფარცხანაყანევის, მუხიანის, ქვიტირისა და რიგი სხვა სოფლების მიდამოებში, აგრეთვე მაღლაკის სერზე – ქუთაისი-წყალტუბოს გზატკეცილის ორივე მხარეს. ასევე ფართო გავრცელება აქვს აღნიშნულ ნიადაგებს ქუთაისის სამხრეთ-აღმოსავლეთით მდებარე მერიდიანული მიმართულების სერების დაბოლოებაზე – ბარდუბნის, ეწერის, ძეგრის, ქვედა სიმონეთის ტერიტორიაზე – თბილისი-ქუთაისის გზატკეცილის გასწვრივ.

ქუთაისის მეზობლად მდებარე გორაკ-ბორცვიან და დაბალმთიან ზონებში საკმაოდ ვრცელ ფართობებზე გვხვდება ნაირსახოვანი ნემომპალა-კარბონატული ნიადაგები.

ნემომპალა-კარბონატული ნიადაგები რიგი თვისებით საგრძნობლად უახლოვდება ეწერ და ყომრალ ნიადაგებს. ქუთაისის მიდამოებში ძალზე ფართო ხასიათი აქვს ამ ნიადაგების ჩამორეცხვას და ბევრ ადგილას კირქვიანი ფენები სრულიად გაშიშვლებულია.

ქუთაისის ჩრდილო-აღმოსავლეთით მდებარე ოკრიბის დაბალმთიანეთში დიდ ტერიტორიაზეა გავრცელებული ყვითელმიწა ნიადაგები, რომელსაც თავისი ფიზიკურ-ქიმიური თვისებებით უკავია გარდამავალი ადგილი წითელმიწა ნიადაგებიდან მთის ყომრალი ნიადაგებისაკენ.

ქალაქის ჩრდილოეთით არის ტყის ყომრალი სუსტად განვითარებული ხირხატიანი

ნიადაგები. თავისი მექანიკური შედგენილობით ეს ნიადაგები თიხნარია და გავრცელებულია ვულკანური და დანალექი ქანების გამოფიტვის პროდუქტებზე. ტყის ყომრალი ნიადაგების ფენა საკმაოდ სუსტია და მეტწილად მკვეთრად დახრილ ფერდობებზე ვრცელდება [43].

იმის გამო, რომ ქალაქის აღმოსავლეთით და ჩრდილოეთით რელიეფი დანაწევრებულია და დამუშავებული ფართობები ხშირად საკმაოდ მკვეთრად დახრილ ფერდობებზეა განლაგებული, ადგილი აქვს ნიადაგების ჩამორეცხვასა და გამოფიტვას. ამავე მოვლენას ხელს უწყობს გორაკ-ბორცვიან და დაბალმთიან ზონებში, ერთის მხრივ, ნიადაგების გავრცელება თიხა-ფიქლებზე და კირქვიან ქანებზე, ხოლო მეორეს მხრივ, თავსხმა წვიმების ხშირი შემთხვევები.

ყვითელმიწებისა და ნაყოფიერების გაზრდისათვის საჭიროა ჩამორეცხვის შესუსტება, რაც შესაძლებელია ხელოვნური დატერასების, ნიადაგების დამუშავების, ტყეების გაშენებისა და არსებული ტყეების შენარჩუნების გზით.

2.1.2. მდინარეები

დასავლეთ საქართველოს ტერიტორიაზე, კერძოდ, ქუთაისის მიდამოებში მდინარეთა საკმაოდ ხშირი ქსელია განვითარებული, რასაც ხელს უწყობს ნოტიო ჰავა უხვი ნალექებით, აგრეთვე ტყეების ფართოდ გავრცელება და კავკასიონის მაღალი მთიანეთის მყინვარების საკმაოდ ახლოს (150 კმ-მდე) არსებობა [60].

ქალაქში წყლის ძირითად არტერიას წარმოადგენს დასავლეთ საქართველოს ყველაზე მნიშვნელოვანი მდინარე რიონი. ის მთის წყალუხვი მდინარეა. ქუთაისის სამხრეთ-აღმოსავლეთით გორაკ-ბორცვები დასერილია მერიდიანული მიმართულების მდინარეებით: წყალწითელა, ჭიშურა, ყვირილა, ძეგრულა, ასევე ღელეებით, რომელთა

ეროზიული მოქმედებით რელიეფი საკმაოდ დანაწევრებულია. წყალგამყოფ სერებს ზრტყელი და სუსტად დახრილი ზედაპირი აქვთ.

სოფელ დერჩიდან სოფელ ვარციხემდე მდინარე რიონი ძირითადად მერიდიანული მიმართულებისაა, მაგრამ ზოგან საგრძნობლად დაკლავნილია. ვარციხესთან იგი რკალს აკეთებს და განედურ მიმართულებას იღებს. მთიანი ზონიდან გამოსვლის შემდეგ რიონი ფართოვდება და დატოტვას იწყებს.

დერჩიდან ქუთაისამდე 35-36 კმ მანძილზე რიონის დონე ეცემა 280 მ-დან 146 მ-მდე, ე.ი. სიმაღლეთა სხვაობა 134 მ-ია, საშუალო ვარდნა 1კმ-ზე შეადგენს 3,7 მ-ს. ქალაქის სამხრეთითა და სამხრეთ-დასავლეთით სოფელ ბაშამდე საშუალო ვარდნაა 2,8 მ/კმ, ე.ი. 75 კმ მანძილზე მდინარის დონეთა სხვაობა 240 მ-ია. ეს ფაქტი უდიდეს მნიშვნელობას ანიჭებს მას, როგორც ჰიდროენერჯის მძლავრ წყაროს. ამიტომ მდ. რიონზე აგებულია სამი საკმაოდ მძლავრი ჰესი: რიონჰესი, გუმათჰესი და ვარციხჰესი.

მდინარე რიონის საშუალო წლიური ჩამონადენი 134 მ³/წმ-ია. მაგრამ იგი ცალკეულ პერიოდებში ცვალებადობს 26 მ³/წმ-დან 1800 მ³/წმ-მდე.

გასული საუკუნის 70-იან წლებში მელიორაციის სისტემის ფუნქციონირების გათვალისწინებით დადგენილ იქნა მდ. რიონში წყლის მინიმალური ხარჯი სეზონების მიხედვით: 15-18 მ³/წმ წლის ცივ პერიოდში და 27-28 მ³/წმ წლის თბილ პერიოდში.

კოლხეთის ჰიდრომეტეოროლოგიური ობსერვატორიის მონაცემებით 2005 წ. 25-26 აპრილს მდ. რიონზე ქალაქ ქუთაისთან დაფიქსირდა 1%-იანი უზრუნველყოფის ხარჯი (წყლის რაოდენობამ გადააჭარბა ასწლიან მაქსიმალურ მაჩვენებელს). აღნიშნულმა ქალაქის ტერიტორიაზე გამოიწვია მდინარის დონის მომატება 3,5 -4 მეტრით [22].

ქუთაისის მიდამოებში რიონის შემდეგ ყველაზე მნიშვნელოვანი მდინარე ყვირილაა. იგი ქალაქის სამხრეთით უერთდება რიონს სოფელ ვარციხესთან მარცხენა მხრიდან. ბერძენი გეოგრაფი სტრაბონი ყვირილასა და რიონის ქვემო წელს (ყვირილას შესართავს ქვემოთ) მოიხსენიებს ფაზისის სახელწოდებით.

ყვირილას მარჯვენა შენაკადებიდან ქუთაისის მიდამოებში აღსანიშნავია კარსტული მდინარე ჭიშურა.

ქუთაისის აღმოსავლეთ განაპირა უბნებს ჩამოუდის მდ. წყალწითელა, რომელიც სათავეს ნაქერალას ქედის კალთებზე იღებს. გელათამდე წყალწითელა სამხრეთ-აღმოსავლეთით მიედინება და სოფელ ორპირთან მარჯვნიდან უერთდება მდ.ჭალა. გელათს ქვემოთ მდინარეს რიონის პარალელური, მერიდიანული მიმართულება აქვს. ამ მონაკვეთზე სოფ. მოწამეთასა და სოფ. გოდოგანს შორის წყალწითელა მოედინება მეტად ღრმა და ვიწრო ტიპურ კანიონისებურ ხეობაში, სადაც მდინარის დაკლაკნილი კალაპოტის ორივე ნაპირის გასწვრივ თითქმის შვეულადაა აღმართული 100მ სიმაღლის შიშველი კირქვის კლდეები, მაგრამ საფიჩხიის მიდამოებიდან მდინარე ვიწრო ჭალაზე გამოდის და მუხრანისაკენ კი წარმოქმნის. გასცდება რა სოფლებს ოდილაურსა და კვახჭირს, იგი ერთვის მდ. ყვირილას [60].

ქალაქის ფარგლებში მდ. რიონს ერთვის მხოლოდ ერთი პატარა მდინარე რუა. მისი სიგრძეა 4 კმ იგი სათავეს იღებს სათაფლიის მთის სამხრეთ-აღმოსავლეთ კალთებზე.

ქალაქის ჩრდილო-დასავლეთ ნაწილში, სათაფლიის მთის კალთებზე კარსტული წყლებიდან იღებს სათავეს პატარა მდინარე ოლასკურა. იგი ჩამოუდის ქალაქის განაშენიანებულ კვარტლების ჩრდილო-დასავლეთ საზღვრებს და ერთვის მდ.გუბისწყალს. მდინარე ოლასკურა კვეთს ქალაქის სამხრეთ-დასავლეთ ნაწილის მჭიდროდ დასახლებულ უბნებს, ჯავახიშვილისა და ბუხაიძის ქუჩებსა და ავტომშენებლის დასახლებას.

მდინარე რიონის წყლიანობას განაპირობებს ატმოსფერული ნალექები, მიწისქვეშა წყლები და მყინვარები. ხოლო მდინარე რუა და მდინარე ოლასკურა ძირითადად ატმოსფერული ნალექებითა და გრუნტის წყლებით იკვებებიან. ამის გამო ამ უკანასკნელთა წყლის რეჟიმი ხასიათდება ნალექებით გამოწვეული წყალმომარაგებით. ქალაქის ჩრდილოეთ და ჩრდილო-აღმოსავლეთ ნაწილში მდინარეებს აქვთ მთის მდინარეებისათვის დამახასიათებელი ვიწრო და ღრმა ხეობები,

დიდი ვარდნა და სიჩქარე. კოლხეთის დაბლობზე გამოსვლის შემდეგ ისინი შესამჩნევად კარგავენ სიჩქარეს და ვაკის მდინარეებად იქცევიან.

ქუთაისის მიდამოებს დასავლეთით ესაზღვრება მერიდიანული მიმართულების მდინარე გუბისწყალი. მისი სათავეები მდებარეობს ცხენისწყლისა და რიონის წყალგამყოფ დაბალ მთიან ზოლში.

ქუთაისის მიდამოებში არსებობს აგრეთვე მცირე სამკურნალო წყაროები (გოგირდოვანი და სხვა). მაგალითად, კურსების, ხრესილის და სხვა. ქუთაისსა და მის შემოგარენში 15 და 30 მეტრ სიღრმეზე არის აგრეთვე მიწისქვეშა წყლების 2 მძლავრი ჰორიზონტი, რომლებიც ჭაბურღილებითა და ღია ჭებით გამოიყენება სასმელი წყალმომარაგებისათვის.

2.1.3. მცენარეული საფარი

ქუთაისის ზონის მწვანე საფარი კოლხეთის დაბლობის აღმოსავლეთ ნაწილის გეობოტანიკურ რაიონს განეკუთვნება [47]. იგი კოლხეთის ვაკე დაბლობის უკიდურეს აღმოსავლეთ ნაწილს მოიცავს, ამიტომ ზღვის დონიდან სიმაღლე აქ 25-30 მეტრიდან 100-150 მეტრამდეა.

არცთუ ისე შორეულ წარსულში ქუთაისის მიდამოები ჯერ კიდევ ხშირ ტყეებს ეკავა. მხოლოდ ცალკეული დასახლებული პუნქტის ირგვლივ არსებობდა შედარებით მცირე ფართობზე სახნავ-სათესად გამოყენებული მიწები [11].

უკანასკნელი 100 წლის მანძილზე ქუთაისის მიდამოების ტყეები ძალზე გაიჩეხა. ცნობილია, რომ მე-19 საუკუნის მეორე ნახევარში, როგორც ადგილობრივ თავადაზნაურთა მიერ, ასევე მეფის რუსეთის ხელისუფლების მცდელობით დიდი

რაოდენობით იყიდებოდა ან იჯარით გაიცემოდა ტყით დაკავებული ფართობები. ტყეებს ყიდულობდნენ ევროპელი, ან მათთან დაკავშირებული (დაახლოებული) ადგილობრივი მეწარმეები. ეს გახდა მიზეზი იმისა, რომ ამჟამად ქალაქის სამხრეთი და სამხრეთ-დასავლეთი ნაწილი, ანუ ქალაქის მიმდებარე ვაკე და გორაკ-ბორცვიანი ზონის მეტი ნაწილი თითქმის სრულიად უტყეოა და ძირითადად ერთწლოვან კულტურებს უჭირავთ. მიუხედავად ამისა, ქუთაისის შემოგარენში ახლაც არსებობს ტყეები, რომლებიც განსაკუთრებით დადებითად მოქმედებს ქალაქის მიკროკლიმატზე. ამავე დროს ისინი ქალაქს იცავს აღმოსავლეთის ძლიერი ქარების უარყოფითი გავლენისაგან. ასეთი ქარები საკმაოდ ხშირია ქუთაისისათვის განსაკუთრებით შემოდგომა-გაზაფხულის პერიოდებში.

ქუთაისის ზონის ასეთ მწვანე საფარის განეკუთვნებიან მუხნარის ტყე, რომელიც უშუალოდ აკრავს ქალაქს სამხრეთ-აღმოსავლეთიდან. მის გაგრძელებას წარმოადგენს ყოფილი აჯამეთის ნაკრძალი, ამჟამად აჯამეთის აღკვეთილი, რომელიც ქუთაისს აღმოსავლეთიდან ესაზღვრება, სათაფლიის ნაკრძალი და ამ ნაკრძალსა და ქალაქს შორის არსებული ბუფერული ზონა, რომლის ნაწილს ბუნებრივი მცენარეულობა წარმოადგენს, ნაწილი კი ქალაქის შემოგარენში ჩრდილო და ჩრდილო-აღმოსავლეთის ტერასებზე ხელოვნურად გაშენებულ წიწვოვანთა სახეობითაა წარმოდგენილი. რამდენიმე ათეული წლის წინ ქალაქს დასავლეთით, ასევე ხელოვნურად გაშენებული საკმაოდ კარგად მოვლილი კორპის მუხის (*Quercus suber*) ტყე ესაზღვრებოდა, მაგრამ დღეისათვის იგი მთლიანად განადგურებულია და კორპის მუხის მხოლოდ ერთეული ეგზემპლარებია შემორჩენილი.

უნდა აღინიშნოს, რომ ქუთაისის ზონის ბუნებრივი მცენარეულობის დიდი ნაწილი ადამიანის სამეურნეო საქმიანობის გავლენით მეტ-ნაკლებად ტრანსფორმირებულია. ძირეული მცენარეულობა აქ რამდენადმე სახეცვლილი სახით არის წარმოდგენილი და იგი მიეკუთვნება რელიქტიურ (კოლხურ) ფართოფოთლოვან ტყეებს [47].

პროფ. რევაზ ქვაჩავიძის მიხედვით ეს ტყეები ძირითადად მუხნარით (*Quercus*

imeretina), მუხნარ-ცხილნარით (*Carpinus caucasica*+*Quercus imeretina*), მუხნარ-ძელქვნარით (*Zelkova carpinifolia*+*quercus imeretina*), მუხნარ-წაბლნარ-რცხილნარით (*Carpinus caucasica*+*Cartanea sativa*+*Quercus imeretina*) არის წარმოდგენილი. აღნიშნული ძირეული ტყეები ამჟამად შემორჩენილია მომცრო ნაკვეთების სახით [48].

მუხნარის ტყე შედარებით ვრცელ ტერიტორიაზე შემორჩენილია ქ. ქუთაისთან მუხნარის ტყისა და აჯამეთთან აჯამეთის ტყის სახით. ეს მცენარეულობა უნიკალურია და იგი წარმოდგენას იძლევა წარსულში აქ ფართოდ გავრცელებულ მცენარეულობაზე.

მუხნარი ანუ საღორიას ტყე 500-მდე ჰექტარს მოიცავს. მისი ფართობი თანდათან მცირდება, რომლის მიზეზსაც ქალაქის განაშენიანება წარმოადგენს. ფლორისტიკული შემადგენლობით ტყე ძირითადად იმერული მუხითაა (*Quercus imeretina*) წარმოდგენილი. აქ არსებული მუხების დიდი ნაწილი ასაკოვანია, გადაბერებული და მათში ხშირად არის გამხმარი ეგზემპლარები. საერთოდ მუხნარის ფლორა 53 ბოტანიკურ ოჯახს მოიცავს 120 გვარითა და 149 სახეობით (იხ. დანართი # 2) [37]. იმერული მუხის გარდა, მერქნიანებიდან აქ გვხვდება ჰარტვისის მუხა, წაბლი და კავკასიური რცხილა. გარდა აღნიშნულისა აქ გავრცელებულია ისეთი სახეობები, როგორცაა მურყანი, ჩვეულებრივი ნეკერჩხალი და იფანი. ბუჩქებიდან ხარობს ბზა, ჭყორი და ჯონჯოლი. ეს უკანასკნელი სახეობები ტიპური კოლხური ტყისათვის დამახასიათებელი ელემენტებია. მუხნარში სამი სახეობა: დიდყვავილა ლაშქარა - *Symphytum grandiplorum*, იმერული მუხა - *Quercus imeretina* და ქართული ბაია - *Ranunculus Georgica* საქართველოს ენდემს წარმოადგენს. ექვსი სახეობა კი *Hedera caucasigena*, *Campanula cordiplora*, *Ficaria Ledebouri*, *Pirus caucasica*, *Convallaria transcaucasica*, *Erythronium caucasicum* კავკასიის ენდემია. მცენარეთა სასიცოცხლო ფორმის მიხედვით ხე მცენარეა 22 სახეობა, ბუჩქია 26 სახეობა, დანარჩენი კი ერთწლოვანი, ორწლოვანი და მრავალწლოვანი ბალახოვანი მცენარეებია [11].

მუხნარის ტყის აღმოსავლეთით აჯამეთის აღკვეთილი (ყოფილი აჯამეთის სახელმწიფო ნაკრძალი) მდებარეობს. მისი საერთო ფართობი რამდენიმე ათას ჰექტარს მოიცავს. აჯამეთის აღკვეთილის მცენარეულობა კოლხურ რელიქტიურ ტყეს

განეკუთვნება. უმნიშვნელოვანესი სახეობა აქ იმერული მუხაა, (*Quercus imeretina*), რომლის ყველაზე დიდი მასივი (დაახლოებით 500 ჰა) მხოლოდ აქ არის ბუნებრივად შემორჩენილი. გარდა მუხისა, აქ მრავლადაა ძელქვის (*Zelkova carpinifolia*) ბუნებრივი კორომი. ძელქვა ასევე რელაქტიური მცენარეა და რადგან გადაშენების საშიშროების წინაშე დგას, იგი განსაკუთრებულ დაცვას ექვემდებარება. სხვა ხე მცენარეებიდან აქ ხარობს ნეკერჩხალი, პანტა, რცხილა, ჯაგრცხილა, ცრუაკაცია, ხეჭრელი, კუნელი, იელი, მაჟალო, ზღმარტლი, ტყემალი, ჩიტავაშლა, ჯონჯოლი და სხვა. ლიანებიდან გავრცელებულია ეკელიჭი, ღვედკელი, კატაბარდა და სხვა.

ქუთაისის ჩრდილოეთით და ჩრდილო-დასავლეთით სათაფლიის ნაკრძალი ესაზღვრება. სათაფლიის ნაკრძალის მცენარეულობა არ განეკუთვნება იმ ძირეულ ტყეთა რიცხვს, რაც მუხნარისა და აჯამეთის აღკვეთილისათვის არის დამახასიათებელი. იგი ახალგაზრდა, კოლხური ტიპის სუბტროპიკული ტყეა, ანუ მეორადი წარმოშობის ტყეს განეკუთვნება.

სათაფლიის ნაკრძალის ფართობი 350 ჰექტარს შეადგენს. ნაკრძალის ტერიტორიაზე ტყე წარმოქმნილია ამონაყრებითა და თვითმოთესვით. ამ ტყის წარმოქმნას ხელი შეუწყო ნაკრძალის ჩამოყალიბებამ მანამდე ეს ფართობი უსისტემო ჭრების და დაუცველობის გამო ძალზე განადგურებული იყო [8].

სათაფლიის ნაკრძალის ტერიტორია ზღვის დონიდან 380-500 მეტრ სიმაღლეზე მდებარეობს, ამიტომ მისი მცენარეული საფარის დახასიათებისას, სახეობრივი შემადგენლობის ცვალებადობა ოროგრაფიულ ფაქტორთან ერთად ზღვის დონიდან სიმაღლის ცვლილებასთანაც არის დაკავშირებული.

უკანასკნელი მონაცემებით (თ. ჩხეიძე, 1997 წ; ე. გორდაძე, ც. ჟორჟოლიანი, თ. ჩხეიძე 2004 წ) სათაფლიის ნაკრძალში მერქნიან მცენარეთა 28 ბოტანიკური ოჯახია აღრიცხული. ისინი 45 გვარსა და 67 სახეობას მოიცავს. სასიცოცხლო ფორმის მიხედვით ეს მცენარეები შემდეგ სურათს იძლევა: ხე მცენარეა 29 სახეობა, ბუჩქი 33 სახეობა და ლიანა 5 სახეობა. მათგან 59 სახეობა ფოთოლმცვენია, 8 სახეობა კი მარადმწვანე. ენდემების მიხედვით 1 სახეობა *Quercus imeretina* - იმერული მუხა საქართველოს

ენდემს წარმოადგენს, ხოლო 2 სახეობა *Quercus iberica* - ქართული მუხა და *Rubus caucasicus* - მაყვალ კავკასიის ენდემია [66].

სათაფლიის ნაკრძალის მცენარეულობაში მრავლადაა კოლხური ტყის ტიპის ელემენტები. ასეთებია: ჰარტვისის მუხა - *Quercus hartwissiana*, იმერული ხეშავი - *Rhamnus imeretina*, შქერი - *Rhododendron ponticum*, თაგვისარი - *Ruscus ponticus*, ძმერხლი - *Ruscus colchicum*, კოლხური ჯონჯოლი - *Staphylea colchica* და წყავი - *Laurocerasus officinalis*. აღსანიშნავია, რომ სათაფლიის ნაკრძალის მერქნიან მცენარეთა უდიდესი უმრავლესობა რელიქტს წარმოადგენს. განსაკუთრებით მრავლადაა აქ მესამეული პერიოდის მეზოთერმული რელიქტები: კავკასიური რცხილა, ქართული მუხა, წაბლი, იმერეთის ხეშავი, ჩვეულებრივი მურყანი, ქორაფი, ზღმარტლი, კოლხური ჯონჯოლი, კავკასიური ცაცხვი, იელი, ბზა, ჭყორი, შქერი, კოლხური სურო და სხვა [8].

სათაფლიის ნაკრძალის მცენარეულობა ძალზე ღარიბია შიშველთესლოვნებით. ბუნებრივად შიშველთესლოვნებიდან აქ გავრცელებულია უთხოვარი. ეს სახეობაც აქ მხოლოდ ერთეულებად ხარობს და არსად კორომს არ ქმნის. შიშველთესლოვანთა დანარჩენი სახეობები, რომლებიც აქ გვხვდება: ზღვისპირა ფიჭვი, ჰიმალაის კედარი და მარადმწვანე კვიპაროზი ინტროდუცირებულია და ხელოვნურად არის დარგული ადმინისტრაციული შენობის მიმდებარე ტერიტორიაზე. ფოთლოვანი სახეობებიდან ასევე ინტროდუცირებულია აღმოსავლეთის ჭადარი - *Platanus orientalis*, ირმის რქა - *Lagerstroemia indica* და სხვა რამდენიმე დეკორაციული ბუჩქოვანი სახეობა.

სათაფლიის ნაკრძალის მცენარეულობა იმითაც გამოირჩევა, რომ აქ არსებული მერქნიანი მცენარეები და 9 სახეობა გადაშენების ან გაქრობის საშიშროების წინაშე დგას და შეტანილია საქართველოს წითელ წიგნში. ასეთი სახეობებია: კოლხური ბზა - *Buscus colchica*, ჩვეულებრივი ხურმა - *Diospyros lotus*, წაბლი - *Castanea sativa*, იმერეთის მუხა - *Quercus imeretina*, კეთილშობილი დაფნა - *Laurus nobilis*, ბროწეული - *Punica granatum*, კოლხური ჯონჯოლი - *Haphysa colchica*, რცხილისფოთლება ძელქვა - *Zelkova carpinifolia* და ჩვეულებრივი უთხოვარი - *Taxus baccata* [66].

სათაფლიის ნაკრძალის მერქნიანი მცენარეები მთელს ტერიტორიაზე საკმაოდ

არათანაბრად არიან განაწილებული და ტყის სხვადასხვა ტიპსა და ასოციაციას ქმნის. მათგან შეიძლება გამოიყოს მცენარეთა შემდეგი ასოციაციები [48]:

1. ამონაყარი რცხილნარები - ამ ასოციაციაში ძირითად ედიფიკატორს რცხილა წარმოადგენს, მაგრამ რცხილის გარდა აქ ხარობს ნეკერჩხალი, პანტა, ქორაფი. ქვეტყედ გავრცელებულია კვიდო, თხილი, შინდანწლა, კუნელი და ჭყორი.

2. რცხილნარი ეკელიჭითა და სუროთი.

3. რცხილნარი ჭყორის ქვეტყით. ამ ასოციაციაში ერთეულად წიფელი და წაბლიც ხარობს, ქვეტყედ დომინირებს ჭყორი, თუმცა მასთან ერთად კავკასიური მოცვი, იელი, ეკელიჭი და თხილიც გვხვდება.

4. რცხილნარი იელის ქვეტყით.

5. მუხიანი, რცხილიანი წიფლნარები შერეული ქვეტყით. ამ ასოციაციაში საკმაოდ ხშირად არის წყავი, კვიდო, ჭყორი, ბზა, შინდანწლა, სურო და ეკალიჭი.

6. ჯაგრცხილიან-მუხიანი წიფლნარი ბზის ქვეტყით. ამ ასოციაციაში ბზა ისეთ რაყებს ქმნის, რომ იგი თითქმის გაუვალია და მის ქვეშ არანაირი მცენარეული საფარი არ ვითარდება.

7. რცხილიან-მუხიანი წიფლნარი ბზის ქვეტყით.

8. წიფლნარი ბზის ქვეტყით.

9. წიფლნარი ჭყორის ქვეტყით.

10. წიფლნარი სუროს საფარით.

11. ჯაგრცხილნარები.

12. წაბლნარები მაყვლის საფარით და მურყანები მაყვლის საფარით.

როგორც ზემოთ აღნიშნულიდან ჩანს, სათაფლის ნაკრძალი საკმაოდ მრავალფეროვანია მერქნიან მცენარეთა საფარით. მათგან ტყის ძირითად ედიფიკატორებად, ანუ ტყის შემქმნელ ძირითად სახეობებად რცხილა, ჯაგრცხილა, მუხა, წიფელი, წაბლი, თელა, ნეკერჩხალი, მურყანი და სხვა სახეობა გვევლინება.

ნაკრძალის ტერიტორია ბალახოვანი მცენარეების საკმაოდ დიდი სპექტრით არის წარმოდგენილი. სპოროვანებიდან აქ დომინანტური ადგილი გვიმრებს უჭირავთ,

რომელთაგან აღსანიშნავია ეწრის გვიმრა - *Pteridium aquilinum*, ჩვეულებრივი ჩადუნა - *Driopteris filixmas*, ირმის ენა და სხვა.

ყვავილოვანი ანუ ფარულთესლოვანი მცენარეებიდან აქ ყველაზე ხშირად გავრცელებულია ტუჩოსანთა ოჯახის სახეობები (33 სახეობა), შავწამალასებრთა ოჯახის სახეობები (26 სახეობა), ლაშქარასებრთა ოჯახის სახეობები (22 სახეობა) და მარცვლოვანები. სახეობათა საკმაოდ დიდი მრავალფეროვნებითაა წარმოდგენილი შრომანისებრთა ოჯახი 13 სახეობა. მათგან აღსანიშნავია გვარები: *Polygonatum*, *Colchium*, *scilla* და სხვა. გარდა აღნიშნულისა აქ ხარობს ბალახოვან მცენარეთა შემდეგი ოჯახები: *Caryophyllaceae*, *Chenopodiaceae*, *Amaranthaceae*, *Polygonaceae*, *Ranunculaceae*, *Rosaceae*, *Heleboraceae* და სხვა.

აღსანიშნავია, რომ ნაკრძალის ბალახოვანი საფარიდან ბევრია კავკასიისა და საქართველოს ენდემები. კავკასიის ენდემებია: *Helleborus caucasicus*, *Ranunculus elegans*, *Galium valentioides*, *Gentiana schstocagyx*, *Brunera macrophylla*, *Simphytum grandiflorum*, *Veronica austriaca*, *Piretrum poteriifolium*, *Lisimachia verticillata*, *Convallaria transcaucasica*, *Erithonium caucasicum*, *Polygonatum multiflorum* და სხვა. საქართველოს ენდემებია: *Astragalus kemularia*, *Digitalis schischkinii*, *Veronica galathica*, *Veronica imeretica*, *Campanula imeretina*, *Cyclamen verum*. წითელ წიგნში შეტანილი სახეობაა კავკასიური კაბაჭრელა - *Erithonium caucasicum* [66].

ქუთაისის ზონის მწვანე საფარის დახასიათებისას არ შეიძლება არ აღინიშნოს სათაფლიის ნაკრძალსა და უშუალოდ ქალაქის მიმდებარედ არსებული მცენარეულობა, რომელსაც პირობითად მწვანე საფარის ბუფერული ზონა ეწოდა. იგი ქალაქს ჩრდილო-დასავლეთით და ჩრდილოეთით ესაზღვრება. მისი ტერიტორია რამდენიმე ათეულ ჰექტარს მოიცავს. როგორც აღინიშნა, ეს მცენარეულობა ორ ნაწილად შეიძლება გაიყოს. პირველ ნაწილს ბუნებრივი ტყე წარმოადგენს, ხოლო მეორე ნაწილი უშუალოდ ქალაქის ჩრდილოეთით მდებარე ტერიტორიაზე ხელოვნურად გაშენებულ წიწვოვან ტყეს უჭირავს.

ბუფერული ზონის ბუნებრივი მცენარეულობა, რადგან ანთროპოგენური

ფაქტორის აქტიური ზემოქმედების ქვეშ იმყოფება, საკმაოდ ცვალებადია. აქ ტყის ედიფიკატორებს წარმოადგენს ჩვეულებრივი წაბლი - *Catanea satira*, რცხილა - *Carpinus caucasica*, ჯაგრცხილა - *Carpinus orientalis*, მურყანი - *Alnus barbata* და სხვა. ქვეტყის სახით ხარობს: კუნელი, თხილი, მაცვალი, ჭყორი, ზღმარტლი, ჩიტავაშლა, დიდგულა, იელი, მოცვი და სხვა. ამ მცენარეთა შორის არ შეიძლება არ გამოიყოს ჩვეულებრივი წაბლის ბუნებრივი ნარგაობები, რომლებიც ძალზე ზიანდებიან სოკოვანი დაავადებებისგან და ზოგჯერ ეს დაზიანება იმდენად ძლიერია, რომ მთლიანად ხმება წაბლის ისედაც მცირემასშტაბიანი კორომები. ჩვეულებრივი წაბლისაგან შექმნილ ასეთი გამხმარი კორომები და ერთეული ეგზემპლარები ამ ზონაში საკმაოდ ხშირად არის.

რაც შეეხება ხელოვნურად გაშენებულ წიწვოვან ტყეებს, ამ მცენარეების გაშენება ქალაქის შემოგარენში გასული საუკუნის 70-იან წლებში ხდებოდა იმდროინდელი სატყეო მეურნეობის უწყების მიერ და მათ რამდენიმე ათეული ჰექტარი უჭირავს. გაშენება ხდებოდა ძირითადად წიწვოვანი სახეობებით და მათ შორის დომინანტი ადგილი უჭირავს ზღვისპირა ფიჭვის სახეობას.

უნდა აღინიშნოს, რომ ზღვისპირა ფიჭვი სხვა წიწვოვან სახეობებთან შედარებით საუკეთესოდ შეეგუა ადგილობრივ პირობებს. ეს იქედანაც ჩანს, რომ ისინი ყვავილობენ, თესლს მსხმოიარობენ და არც თუ იშვიათად თვითნათესარებსაც იძლევიან, რაც მათ სრულ ადაპტაცია-აკლიმატიზაციაზე მიუთითებს. წიწვოვანთა სხვა სახეობები მარადმწვანე კვიპაროსი, კედარი, ღვია და სხვა ძალზე იშვიათია ამ ბუფერულ ზონაში და საერთო განვითარებით ძლიერ ჩამორჩებიან ზღვისპირა ფიჭვის ნარგაობებს. თუმცა აქვე უნდა აღინიშნოს, რომ თვით ქალაქის მწვანე ნარგაობაში ამ სახეობებს, განსაკუთრებით კი მარადმწვანე კვიპაროზის ორივე ფორმას (პირამიდელსა და ჰორიზონტალურს და ჰიმალაის კედარს) გაბატონებული ადგილი უჭირავთ და საერთო მდგომარეობითაც კარგად გრძნობენ თავს.

ამრიგად, ქუთაისის ზონის მწვანე საფარი როგორც სახეობრივი შემადგენლობით, ასევე ტყის ტიპისა და ასოციაციების მრავალფეროვნებით, საკმაოდ მდიდარია და ძალზე საინტერესო ობიექტს წარმოადგენს როგორც მეცნიერული თვალსაზრისით,

ასევე პრაქტიკული მნიშვნელობითაც. აქვე უნდა აღინიშნოს, რომ ქუთაისის ზონის მწვანე საფარის ამ დიდ მრავალფეროვნებას მნიშვნელოვნად განსაზღვრავს ამ ზონაში მდებარე ნაკრძალისა და აღკვეთილის მცენარეული საფარი და, რაც მთავარია, კლიმატი, რომელიც სუბტროპიკულია, ანუ თბილია და უხვნალექიანი, რაც მეტნაკლებად საუკეთესო პირობებს ქმნის მცენარეთა განვითარებისათვის.

2.1.4. კლიმატი

ქუთაისი დასავლეთ საქართველოს ნოტიო სუბტროპიკული კლიმატის ოლქშია განლაგებული. ამ ოლქის კლიმატის ძირითადი ნიშნების ჩამოყალიბებაში გადამწყვეტ როლს ასრულებს მისი მდებარეობა სუბტროპიკული სარტყლის ჩრდილოეთ საზღვარზე — შავი ზღვის აღმოსავლეთ სანაპიროსთან, აგრეთვე ის გარემოება, რომ ჩრდილოეთიდან, აღმოსავლეთიდან და სამხრეთიდან ქალაქის მიმდებარე ტერიტორია ქედებითაა შემოსაზღვრული, ხოლო დასავლეთისაკენ ღიაა ზღვის მიმართულებით. კავკასიონის მთავარი ქედი ხელს უშლის ჩრდილოეთიდან წამოსული ცივი, არქტიკული ჰაერის მასების გავრცელებას ოლქის ტერიტორიაზე, რის შედეგადაც აქ უფრო თბილი ჰავაა, ვიდრე იმავე განედზე განლაგებულ სხვა მეზობელ მხარეებში. ზღვიდან მონაბერ ქარებს მოაქვთ ჰაერის ტენიანი მასები, რომლებიც იწვევენ ნალექების დიდი რაოდენობით მოსვლას შავი ზღვის სანაპიროსა და ლიხის ქედს შორის მოქცეულ ტერიტორიაზე [13]. კლიმატი აქ თბილი და ტენიანია და არ განსხვავდება სუბტროპიკული კლიმატისგან, რადგან დასავლეთ საქართველოში კლიმატის სუბტროპიკულობას შავი ზღვა და კავკასიონის მთათა სისტემა განსაზღვრავს [13].

ქუთაისის მდებარეობა კოლხეთის ბარის აღმოსავლეთ ნაწილში ბევრნაირად

ასხვავებს ქალაქის კლიმატს შავი ზღვის აღმოსავლეთ სანაპიროზე მდებარე ქალაქების კლიმატისაგან. პირველ რიგში ეს ჩანს ტემპერატურის რეჟიმის მაგალითზე. ქუთაისში უფრო დაბლა ჩამოდის ზამთრის ტემპერატურა, ვიდრე ბათუმში. მიუხედავად ამისა, ზამთარი ქუთაისში მაინც თბილია. ყველაზე ცივი თვის – იანვრის საშუალო ტემპერატურა უდრის 5,2⁰-ს. [10], [15].

დ. მუმლაძის მიერ ჩატარებული კვლევების საფუძველზე მიღებულია, რომ ტემპერატურის ზრდამ საქართველოში მაქსიმუმს მიაღწია 1966-1975 წლებში, ძირითადად ზამთრის ტემპერატურების ხარჯზე. სწორედ ხანგრძლივი დაკვირვების პერიოდში ქუთაისშიც 1966 წელი დაფიქსირდა როგორც ყველაზე ცხელი წელი. მონაცემთა რიგს დაემატა 2010 წელი, როდესაც ყველა თვის მონაცემი ბევრად აღემატება საშუალო მრავალწლიურ მონაცემებს და ჯერ-ჯერობით ქუთაისში ეს ითვლება ყველაზე მაღალ ტემპერატურულ წლად [26].

ქუთაისში ბოლო პერიოდში აღნიშნული მაღალი ტემპერატურები განპირობებულია ძირითადად ადგილობრივი ბუნებრივ-ლანდშაფტური პირობებით და გაბატონებული ფიონური ცირკულაციით. თუმცა, როგორც ყველგან, აქაც გასათვალისწინებელია ანთროპოგენური ფაქტორის როლიც [26].

ჰაერის შეფარდებითი ტენიანობა ძლიერ იცვლება წლის პერიოდების მიხედვით. საშუალოდ იგი 75%-ის ფარგლებშია, მაგრამ მარტში, აპრილისა და აგვისტოს თვეში ზოგჯერ, განსაკუთრებით აღმოსავლეთის მშრალი ქარების (ფიონების) გავლენით 28%-მდე ეცემა.

ნალექების წლიური რაოდენობა 1000-1200 მმ-ს შეადგენს, მათი უდიდესი ნაწილი შემოდგომა-ზამთრის პერიოდზე მოდის, ხოლო გაზაფხულ-ზაფხულში არის ისეთი თვეები (მარტი, მაისი) როცა მოსული ნალექების ჯამი 50-80 მმ-ს არ აღემატება.

უნდა აღინიშნოს, რომ კოლხეთის ჰიდრომეტეოროლოგიური ობსერვატორიის მიერ 1936-2012 წლების ტემპერატურული რეჟიმული მასალების დამუშავების შედეგად აღმოჩნდა, რომ უკანასკნელი 20-22 წლის მანძილზე ქუთაისის რაიონში შეინიშნება გლობალური დათბობის სიმპტომები [26].

კლიმატის ცვლილების ეროვნული პროგრამით ჩატარებული კვლევებით ცხადი გახდა, რომ გლობალური დათბობის ფონზე საქართველოში კლიმატის ცვლილებებს მოზაიკური ხასიათი აქვს. დათბობის ცალკეული კერები გამოიყოფა შავი ზღვის სანაპიროზე, აჭარაში ჩაქვის მახლობლად, იმერეთის მაღლობზე და რაჭის ქედზე (ელიზბარაშვილი ე. საქართველოს კლიმატური რესურსები. 2007).

საინტერესოა, რომ თუ 1990 წლამდე ქუთაისისათვის საშუალო მრავალწლიური ტემპერატურა შეადგენდა $14,5^{\circ}\text{C}$, 2003 წლამდე მონაცემებით იგი უკვე $14,7^{\circ}\text{C}$ შეადგენს. ნიშანდობლივია ისიც, რომ ბოლო 11 წლის განმავლობაში ერთხელ, 1997 წელს, წლის საშუალო ტემპერატურა აღინიშნა საშუალო მრავალწლიურზე დაბალი ($14,0^{\circ}\text{C}$), ხოლო დანარჩენი წლების საშუალო წლიური ტემპერატურა $0,5-1,3^{\circ}\text{C}$ –ით აღემატება საშუალო მრავალწლიურ ტემპერატურას [26].

რაც შეეხება ბოლო წლების დინამიკას, 2008 წელს საშუალო ტემპერატურა შეადგენდა $15,2^{\circ}\text{C}$, 2009 წელს $15,3^{\circ}\text{C}$, 2010 წელს $17,3^{\circ}\text{C}$, 2011 წელს $14,2^{\circ}\text{C}$, ხოლო 2012 წლის საშუალო ტემპერატურა (2012 წლის 1 ნოემბრის მონაცემებით) შეადგენს $-14,4^{\circ}\text{C}$.

ქ. ქუთაისის ჰიდრომეტეოროლოგიური მონაცემები (ტემპერატურა, ქარი, ფარდობითი ტენიანობა, ნალექები, წნევა) 2008-2012 წწ. მოცემულია №3 დანართში.

2.2. კვლევის მეთოდები

ქ. ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების კვლევა რადიოეკოლოგიური დაბინძურების თვალსაზრისით ჩატარებულ იქნა 2010-2011-2012 წლებში რადიოეკოლოგიაში მიღებული მეთოდებისა და ხელსაწყოების გამოყენებით;

- საველე სამუშაოების (სულ ჩატარდა 6 ექსპედიცია) ანალიზის შედეგად მიღებული რადიონუკლიდების აბსოლუტური მნიშვნელობების

ურთიერთშედარება და ციფრობრივი მასალის დამუშავება მათემატიკურ-სტატისტიკური მეთოდით კომპიუტერული ტექნიკის გამოყენებით.

რადიონუკლიდების შემცველობა განსაზღვრულ იქნა სსიპ აგრარული რადიოლოგიისა და ეკოლოგიის ინსტიტუტის ლაბორატორიაში არსებულ „CANBERRA“-ს ფირმის აპარატურაზე ამავე ფირმის შედგენილი პროგრამების გამოყენებით მრავალარხიან ალფა და გამა სპექტრომეტრულ ანალიზატორზე პროგრამული უზრუნველყოფით „Genie-2000“.

მიღებული შედეგები შედარებულ იქნა ერთმანეთთან ცალკეული აღებული წერტილების მიხედვით და გამოყოფილ იქნა ის ადგილები, სადაც დაჯგუფების შედეგად დაფიქსირდა მაქსიმალური და მინიმალური მონაცემები. შედეგების შედარებითი ანალიზის დროს განსაზღვრულ იქნა აგრეთვე საერთო საშუალო მოცულობითი აქტივობები.

- კოლერაციული და რეგრესიული ანალიზის მეთოდები.

ამ მეთოდების გამოყენების შედეგად ცალკე გამოვყავით ქალაქ ქუთაისის ზონის ეკოლოგიური ჯაჭვის სხვადასხვა რგოლის რადიონუკლიდების შემცველობის მონაცემები, რომლებიც კოლერაციულ დამოკიდებულებაში იყო ერთმანეთთან, კვლევის დროს კოლერაციული კავშირი დაფიქსირდა რადიონუკლიდ ^{40}K -ის შემცველობებზე ნიადაგისა და მცენარის (მუხა) ანალიზების შედარებისას.

- მეტეოროლოგიური დაკვირვებების აღწერა და ანალიზი.

ჩვენს მიერ აღებულ იქნა 2008-2012 წლების კოლხეთის რეგიონული ჰიდრომეტეოლოგიური სამმართველოს ქუთაისის მეტეოროლოგიური სადგურისაგან შემდეგი მონაცემები: ტემპერატურა ($t_{\text{მასქს}}^{\circ}\text{C}$, $t_{\text{მონ}}^{\circ}\text{C}$, $t_{\text{ნაშ}}^{\circ}\text{C}$), ქარი ($V_{\text{ნაშმ/წმ}}$, $V_{\text{მასქსმ/წმ}}$), ფარდობითი ტენიანობა (f %), ნალექები (Rმმ), საშუალო წნევა (Pმმ), რომლებიც გაანალიზებულ იქნა ცალკეული წლების მიხედვით და განსაზღვრულ იქნა ყოველწლიური საშუალო მონაცემები.

- გეოინფორმაციული მეთოდის გამოყენებით ნიადაგებში რადიონუკლიდების შემცველობისა და გარემოს ბუნებრივი რადიაციული ფონის განსაზღვრა.

საკვლევ ტერიტორიაზე გაზომილ იქნა გარემოს ბუნებრივი რადიაციული ფონი სცინტილაციური დოზიმეტრის CPII-68-01, №3213-ის მეშვეობით (დოზიმეტრი განკუთვნილია ტერიტორიის რადიაციული ფონის დასადგენად, რადიოაქტიური საბადოების მოსაძიებლად და სხვა). მიღებული შედეგები და, ასევე ამავე ტერიტორიის ნიადაგებში განსაზღვრული რადიონუკლიდების შემცველობები, დატანილ იქნა ქუთაისის რუკაზე ცალკეული წერტილების მიხედვით (იხ. რუკა №1 და რუკა №2)

- გრუნტის წყლებში რადიონუკლიდების მიგრაციის შესწავლისთვის მათემატიკური მოდელის შემუშავება.

გრუნტის წყლებში რადიონუკლიდების მიგრაციის შესწავლისთვის გამოყენებულ იქნა მათემატიკური მოდელირების მეთოდი: შემუშავებული იქნა მათემატიკური მოდელი, მათემატიკური მოდელის რეალიზაციის რიცხვითი ალგორითმი და ფორტრან-პროგრამა პერსონალური კომპიუტერისათვის. მოდელირების კონკრეტული შედეგების მისაღებად სამოდულო ამოცანის მაგალითზე ჩატარებული იქნა გამოთვლითი ექსპერიმენტები.

თავი 3. ქუთაისის ზონის ბუნებრივი რადიაციული ფონის შეფასება

ბუნებრივი რადიაციული ფონი არის განმსაზღვრელი ძირითადი რადიოეკოლოგიური სიტუაციის შეფასებისათვის ამა თუ იმ ზონისათვის.

ევოლუციის პროცესში ყველა ცოცხალი ორგანიზმი შეეგუა ბუნებრივ რადიაციულ ფონს და მისი მომატება, თუნდაც უმნიშვნელოდ, უცნობია, რა შედეგებს მოიტანს. რადიაციის ტექნოგენური წყაროების მიერ წარმოქმნილი გამოსხივება ხშირ შემთხვევაში ადვილად კონტროლირდება.

საქართველო ბუნებრივად მაღალი რადიაციული ფონის ქვეყანას მიეკუთვნება, რაც განპირობებულია მისი გეოლოგიური და გეოფიზიკური მდგომარეობით. განედური მდებარეობა და ატმოსფეროს ცირკულაციური თავისებურებებია საქართველოს ტერიტორიაზე ხელოვნური რადიონუკლიდების მოჭარბებული გამოლექვის მიზეზი, ეს უკანასკნელი კი იწვევს გარემოს რადიაციული ფონის ზრდასა და, შესაბამისად, იქმნება მოსახლეობის დასახივების დოზების ზრდის საშიშროება. საქართველოში რადიაციული უსაფრთხოების საკითხები რეგულირდება საქართველოს კანონებით „ჯანმრთელობის დაცვის შესახებ“, „ბირთვული და რადიაციული უსაფრთხოების შესახებ“ და ნორმატიულ-ტექნიკური დოკუმენტაციით: „რადიაციული უსაფრთხოების ნორმები“ (რუნ - 2000) და „რადიოაქტიურ ნივთიერებებთან და მაიონებელი გამოსხივების სხვა წყაროებთან მუშაობის ძირითადი სანიტარიული წესები და ნორმები“.

ქ. ქუთაისში ბოლო წლების განმავლობაში საგრძნობლად გაიზარდა ტურისტების რაოდენობა, „სათაფლიის მღვიმესა“ და „პრომეთეს მღვიმეში“ ყოველწლიურად ექსკურსიაზე მოდის რამდენიმე ათასი ადამიანი (მათი რიცხვი მომდევნო წლებში კიდევ უფრო გაიზრდება). ამიტომ მნიშვნელოვანია იმის ცოდნა, თუ რამდენად უსაფრთხო გარემოა რადიაციული თვალსაზრისით ადამიანებისათვის.

ქ. ქუთაისსა და მის შემოგარენში რადიაციული მდგომარეობის ჩვენს მიერ წარმოებული კვლევა მოიცავს ლანდშაფტების, გზების, ქუჩების, მოედნებისა და ა. შ. რადიაციული ფონის შემოწმებასა და განსაზღვრას.

ზოგადად, ნებისმიერ ქალაქში, მცირედ მომატებული რადიაციული ფონი დაკავშირებულია ბუნებრივ არაერთგვაროვან გეოლოგიურ ქანებთან, დიდი რაოდენობით სამშენებლო მასალების მომატებულ ბუნებრივ რადიოაქტიურობასთან (გრანიტი, ხრეში და ა.შ.), ქალაქში განთავსებული მავნე საწარმოო ობიექტების, ავტოტრანსპორტის გამონაბოლქვთან. აგრეთვე, რადიაციული ფონის დონე დამოკიდებულია გაზომვის ჩატარების დროზე (მაგალითად, წვიმის შემდეგ ექსპოზიციური დოზის დონემ შეიძლება აიწიოს 1-2 მკრ/სთ-ით ატმოსფეროდან რადიოაქტიური ნივთიერებების გამორეცხვის ხარჯზე) [145-151].

ქალაქში განვითარებული მრეწველობა და ტრანსპორტი, თავის მხრივ, წარმოადგენენ რადიოაქტიური ნივთიერებების მოხვედრის წყაროს ქალაქის გარემოში. ამიტომ რადიაციული ფონი ყოველთვის შედარებით მაღალია ქალაქის შიგნით, ვიდრე განაპირა რაიონებში. აღნიშნული პროცესის მეცნიერულ ტერმინს ეწოდება - ტექნოგენურად გაძლიერებული რადიაციული ფონი [145-151].

2010-2011-2012 წლებში ჩატარებულ იქნა ქუთაისის ზონის ბუნებრივი რადიაციული ფონის შესწავლა.

ბუნებრივი რადიაციული ფონის გაზომვის შედეგები მოცემულია 3.1. ცხრილში და №1 რუკაზე (საკვლევი ტერიტორიის ნომერი 3.1. ცხრილსა და №1 რუკაზე ემთხვევა ერთმანეთს).

ცხრილი 3.1.

ქუთაისის ზონის ბუნებრივი რადიაციული ფონის მაჩვენებლები

№	საკვლევი ტერიტორია	რადიაციული ფონი მკრ/სთ	(ნრ/სთ) რად.ფონი	მზვ/წ დასხ.წლიური დოზა	მზ.ვ/წ. 20% რეალურად მოქმედი დოზა
1	2	3	4	5	6
1	მდ. ჭიშურა	10	100	0,87	0,17
2	მდ. წყალწითელა (ახალ ხიდთან)	14	140	1.23	0,25

1	2	3	4	5	6
3	მუხნარის ტყე	11	110	0,96	0.19
4	სოფ. გუმათი	12	120	1,05	0.21
5	სოფ. ბანოჯა	13	130	1,14	0,23
6	სოფ. ქვიტირი	9	90	0.78	0,16
7	ყოფილი ავანგარდის ქარხანა (სულხან-საბას გ.)	11.5	115	1.01	0.20
8	ყოფილი ლითოფონის ქარხანა (წერეთლის ქ.)	10	100	0,87	0,17
10	ქუთაისში შემოს. (ბანოჯის მხრიდან)	10	100	0,87	0,17
11	ნაგავსაყრელი (ნიკვას ქ)	10	100	0,87	0,17
12	საქართველოს პარლამენტი (ი.აბაშიძის გ.)	12	120	1,05	0.21
13	აღმაშენებლის გამზ.	8	80	0,70	0,14
14	ნიკვას ქ.	9	90	0.78	0,16
15	აწსუ უნივერსიტეტი (თამარ-მეფის ქ.)	10	100	0,87	0,17
16	ჩეჩელაშვილის ქ.	8	80	0,70	0,14
17	დავით აღმაშენებ-ლის სახელობის აერო-პორტი (კოპიტნარის დასახლება)	10	100	0,87	0,17
18	მდ. ოღასკურა (ბუხაიძის ქ.)	11.5	115	1,01	0.20
9	ჭავჭავაძის გ.	12	120	1,05	0.21
20	რუსთაველის გ.	10	100	0,87	0,17
21	ახალგაზრდობის გამზ.	13	130	1,14	0,23
22	ქუთაისში შემოსასვლელი (აღმოსავლეთის მხრიდან)	12	120	1,05	0.21
23	საყოფაცხოვრებო ტექნიკის ქარხანა "Fresh- Georgia" (ავტომშენებლის ქუჩა)	9	90	0.78	0,16

1	2	3	4	5	6
24	მეტალურგიული ქარხანა „ჰერკულესი“ (შევჩენკოს ქუჩა)	11	110	0,96	0.19
25	ბეტონის ქარხანა „შპს. ტობე“ (ავტომშენებლის ქუჩა)	9	90	0.78	0,16
26	ავტომექანიკური ქარხანა (ავტომშენებლის ქუჩა)	10	100	0,87	0,17
27	ლიმონათის ქარხანა შპს „ნოკა“ (თაბუკაშვილის ქუჩა)	12	120	1,05	0.21
28	ყოფილი ელექტრომექანიკური ქარხანა (გუგუნავას ქუჩა)	9	90	0.78	0,16
29	ბოტანიკური ბაღი (ლესელიძის ქ.)	9	90	0.78	0,16
30	ქ.ქუთაისის ცენტრალური ბაღი	10	100	0,87	0,17
31	ბაგრატის ტაძარი	9	90	0.78	0,16
32	სოფ. გოდოგანი	13	130	1,14	0,23
33	სოფ. ვარციხე	13	130	1,14	0,23

როგორც მოყვანილი მონაცემებიდან ჩანს, ქ. ქუთაისსა და მის მიმდებარე ლანდშაფტებში ბუნებრივი რადიაციული ფონი ვარირებს 8-14 მკრ/სთ-ის ფარგლებში და დასაშვებად მიღებულ დონეზე (20-30 მკრ/სთ) გაცილებით ნაკლებია.

3.1. ცხრილში მოცემულია აგრეთვე რადიაციული ჰიგიენის სანიტარიის თვალსაზრისით ადგილობრივი მაცხოვრებლების მიერ გამოსხივებით მიღებული წლიური დოზები (მზვ/წელი). როგორც ცხრილიდან ჩანს, დასხივების წლიური დოზები ვარირებს 0,70 მზვ/წ-დან 1,23 მზვ/წ-მდე ფარგლებში.

საკვლევ ტერიტორიაზე განსაზღვრული საერთო რადიაციული ფონი და

მოსახლეობის წლიური დასხივების დოზები ყველაზე დაბალია აღმაშენებლის გამზირსა და ჩეჩელაშვილის ქუჩაზე (80 ნრ/სთ; 0,70 მზრ/წელი), ხოლო ყველაზე მაღალია მდ. წყალწითელასთან (ე.წ. ახალ ხიდთან) – (140 ნრ/სთ; 1,23 მზრ/წელი).

ქუთაისის ზონაში საშუალოდ დასხივების წლიური დოზა 0,92 მზრ/წელ-ს შეადგენს.

მონაცემების საფუძველზე შედგენილ იქნა ქუთაისის ზონის გარემოს ბუნებრივი რადიაციული ფონის რუკა (იხ. რუკა #1), რომელიც იძლევა ტერიტორიის ვიზუალური ანალიზის საშუალებას.

ქუთაისის ზონის ბუნებრივი რადიაციული ფონის რუკის ანალიზის შედეგად ჩანს, რომ ქ. ქუთაისის მიმდებარე ლანდშაფტებში შედარებით მაღალი მაჩვენებლები აღინიშნება, ვიდრე ქალაქის ტერიტორიაზე, რაც შეიძლება აიხსნას იმით, რომ ავტომაგისტრალზე, სადაც ინტენსიური მოძრაობაა - აღინიშნება ექსპოზიციური დოზების მაღალი მაჩვენებლები ქალაქის სხვა ადგილებთან შედარებით.

ამრიგად, წარმოებული გაზომვების შედეგად განსაზღვრული რადიაციული მდგომარეობა საკვლევ ტერიტორიაზე მოსახლეობას საშიშროებას არ უქმნის. კვლევის პერიოდში არ იქნა გამოვლენილი უკონტროლო რადიოაქტიური წყაროები და რადიოაქტიური დაბინძურება.

აუცილებელია აღინიშნოს, რომ ამ მონაცემებში არაა გათვალისწინებული შენობებსა და მის სარდაფებში არსებული სიტუაცია, რაც ცალკე კვლევის საგანია.

თავი 4. ქუთაისის ზონის ეკოლოგიური ჯაჭვის სხვადასხვა რგოლში რადიონუკლიდების შემცველობის განსაზღვრა

4.1. რადიონუკლიდების შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში

ნიადაგი წარმოადგენს ბუნებრივი გარემოს რადიაციული ფონის წყაროს, ეკოლოგიური ჯაჭვის უმთავრეს და უპირველეს რგოლს და, ამავე დროს, რადიონუკლიდების მიგრაციის ბიოლოგიური და გეოლოგიური წრებრუნვის ძირითად შემადგენელ ნაწილს ბიოსფეროს გარსში. ნიადაგი წარმოადგენს ერთ-ერთ ძირითად კომპონენტს, რომელშიც ხდება ხელოვნური და ბუნებრივი რადიონუკლიდების ლოკალიზაცია.

ამასთანავე, ნიადაგს უწოდებენ სიცოცხლის ზონას, რამდენადაც დედამიწაზე არსებული ყოველი ცოცხალი ორგანიზმი პირდაპირ თუ არაპირდაპირ მასზეა დამოკიდებული. ნიადაგზე და ნიადაგით ცხოვრობს მცენარეული და ცოცხალი ორგანიზმების მთელი მასა, რომლებიც, თავის მხრივ, მონაწილეობენ მის ჩამოყალიბებაში.

ნიადაგის რადიოაქტიურობა განისაზღვრება მასში რადიოიზოტოპების შემცველობით. ნიადაგის შემადგენლობაში ძირითადად არის კალიუმის, თორიუმის, ურანის, რუბიდიუმის რადიოიზოტოპები და მათი დაშლის შედეგად წარმოქმნილი შვილეული რადიონუკლიდები, რომელთაგან აღსანიშნავია რადიუმი. ნიადაგში რადიოაქტიური ელემენტების კონცენტრაცია დამოკიდებულია ქანის წარმომავლობაზე. მაგალითად, მჟავე მაგმური წარმოშობის ნიადაგები შედარებით დიდი რაოდენობით შეიცავენ ურანს, რადიუმს, თორიუმს და კალიუმს, ვიდრე ულტრაფუძოვანი და ფუძოვანი ქანები. თიხნარი ნიადაგი ყოველთვის უფრო მდიდარია რადიოაქტიური ელემენტებით, ვიდრე ქვიშიანი ნიადაგი.

როგორც ცნობილია, ხელოვნური რადიოაქტიური ნივთიერებები ხვდებიან ბიოსფეროში, მათ შორის ნიადაგებში, ბირთვული აფეთქებების, ატომური დანადგარების ავარიებისა და ატომური მრეწველობის საწარმოთა ნარჩენების გზით.

ბუნებრივი რადიონუკლიდების შემცველობა სხვადასხვა ტიპის ნიადაგებში
პიკოკიურებში/გრამზე (ნ. არხიპოვის მიხედვით)

ნიადაგის ტიპი	²³⁸ U პიკოკიური/გრამზე	²³² Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb
ეწერი	0,2	0,5	0,3	0,3	0,4
კორდიან-ეწერიანი	0,5	1,1	0,6	0,8	0,9
შავმიწა-გამოტუტული	0,6	1,0	0,9	0,8	0,9
ჩვეულებრივი შავმიწა	1,0	1,9	1,2	1,0	1,0
შავმიწა სამხრეთის	0,9	1,5	1,3	1,1	1,1
წაბლა	0,7	0,8	0,9	1,0	1,0
ნახევარუდაბნოს ყომრალი	0,8	1,1	1,0	0,9	1,2
ნაცრისფერი რუხი	0,7	1,4	1,0	0,7	0,8

ნიადაგი წარმოადგენს იმ გარემოს, რომელიც რადიოაქტიური დაშლის პროდუქტებით კვებავს მცენარეულ და ცხოველურ ორგანიზმებს. ამიტომ დიდი მნიშვნელობა ენიჭება მთელ რიგ საკითხებს, რომელთაგანაც განსაკუთრებით აღსანიშნავია შემდეგი ორი - რადიოაქტიური პროდუქტების ნიადაგში სორბციისა და მიგრაციის უნარი.

რადიოიზოტოპების ნიადაგში მიგრაციის აღნიშნული თვისებების გარდა ეფექტი დამოკიდებულია მეტეოროლოგიურ პირობებზე, ნალექების რაოდენობაზე და ა.შ. დადგენილია, რომ ნიადაგის ზედაპირზე მოხვედრილი სტრონციუმი შესაძლოა წვიმის შედეგად გამორეცხილ იქნას ნიადაგიდან. ამავე დროს მისი გადაადგილება ნიადაგის უფრო ღრმა ფენებში ნალექების რაოდენობის პირდაპირპროპორციულია.

ნიადაგის მიერ რადიონუკლიდების შთანთქმის სიმტკიცე დამოკიდებულია მის მექანიკურ შემადგენლობაზე. მძიმე მექანიკური შემადგენლობის ნიადაგები (წვრილ დისპერსიული მასის შემცველი) უფრო მეტად შთანთქავენ რადიონუკლიდებს, ვიდრე მსუბუქი მექანიკური (სილნარი) შემადგენლობის ნიადაგები.

რამდენადაც ნიადაგი დედაქანის მრავალწლიანი დაშლა-დაქუცმაცებისა და მთელი რიგი ბიოგენოზესური პროცესების ერთობლიობაა, ბუნებრივია დედაქანში არსებული ურან თორიუმის პროდუქტები, რომელთა ნახევრადდაშლის პერიოდები ათასწლეულობით განისაზღვრება, ყოველთვის თან ახლავს ნიადაგს.

გამოკვლევებმა დაადასტურეს, რომ ნიადაგებში, სადაც ბიოქიმიურ პროცესებში სჭარბობს გამოტუტვა და ჰუმინიფიკაცია, რეაქცია მჟავა, მცირე რადიოაქტიური ელემენტების კონცენტრაცია არამარტო ნიადაგებში, არამედ თვით ნიადაგწარმომქმნელ ქანებშიც.

რადიონუკლიდების ქცევა ნიადაგებში ექვემდებარება იმ საერთო კანონებს, რომლებიც დადგენილ იქნა კ. გედროიცის კლასიკური მოძღვრებით ნიადაგების შთანთქმითი უნარიანობის შესახებ. მაგრამ სორბციის პროცესი, რომელშიც მონაწილეობენ რადიონუკლიდები, ხასიათდება იმით, რომ სორბირებული ნიადაგები იმყოფება მიკრორაოდენობით, ე.ი. უკიდურესად დაბალ კონცენტრაციებში; ამიტომ მოცემულ შემთხვევაში არსებობს შეფარდება ნიადაგის შთანთქმის მოცულობის სიდიდესა და რადიოაქტიური ნუკლიდებით მისი შევსების ხარისხს შორის.

თუ შევაპირისპირებთ ხანგრძლივმცხოვრები რადიონუკლიდების ^{90}Sr და ^{137}Cs შთანთქმულ მდგომარეობაში დამაგრების სიმტკიცეს, აღმოჩნდება, რომ ისინი არაერთნაირად განიდევენებიან ნიადაგებიდან. ყველა ნიადაგიდან ^{90}Sr განიდევენება უფრო მეტი რაოდენობით, ვიდრე ^{137}Cs . ორივე ეს რადიონუკლიდი შთანთქმება ნიადაგებით იონურ-გაცვლითი სორბციის ტიპის მიხედვით, მაგრამ შთანთქმული ^{137}Cs მაგრდება უფრო მტკიცედ, ვიდრე ^{90}Sr . ^{137}Cs -ის ნაწილი შთანთქმება ნიადაგის მიერ გაუცვლელი ფორმით.

ნიადაგი, რომელიც მდიდარია ორგანული ნივთიერებებით, მეტი რადიონუკლიდების შთანთქმით გამოირჩევა. ორგანული ნივთიერებების შეტანით იზრდება ნიადაგში რადიონუკლიდების შთანთქმის სიმტკიცე და ძნელდება მათი იქედან გამოძევება.

ქ. ქუთაისის ზონის გეოგრაფიული მდებარეობა და გეოფიზიკური მდგომარეობა ხელს უწყობს ხელოვნური რადიონუკლიდების გავრცელებას, რაც მიმდინარეობს ისედაც მაღალი ბუნებრივი რადიაციული ფონის პირობებში.

ქ. ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების კვლევისას ნიადაგების ნიმუშები აღებულ იქნა შემდეგ წერტილებში:

ქ. ქუთაისის ყოფილი ლითოფონის ქარხნის, ყოფილი ავანგარდის ქარხნის, ყოფილი ავტოქარხნის ტერიტორიებზე, საქართველოს პარლამენტის შენობასთან, ნიკეას ქუჩაზე არსებულ ნაგავსაყრელთან, მუხნარის ტყეში, სოფ. ბანოჯაში, სოფ. გუმათის შესასვლელთან, სოფ. ქვიტირში, სოფ. ჭოგნარის გადასახვევთან, სათაფლიის ნაკრძალის მიმდებარე ტერიტორიებზე, მდ. რიონის, მდ. წყალწითელასა და მდ. ჭიმურას მიმდებარე ტერიტორიებზე.

ცხრილი 4.2.

რადიონუკლიდების შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

№	ნიმუშის აღების ადგილი	სიღრმე, სმ	რადიონუკლიდები აქტივობებით, ბეკ/კგ								სხვა რადიონუკლიდები
			⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²⁰⁸ Tl	²¹² Pb	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²²⁴ Ra	²²⁶ Ra	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	მუხნარის ტყე	0-5	187	53	14	38		14	380		
2	მდ. წყალწითელა (ე.წ. ახალ ხიდთან)	0-5	440	17		37			425		
		5-20	524	47					279	18	
3	სოფ. ჭოგნარის გადასახვევი	0-5	351	82	21				350	15	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
4	მდ. ჭიშურა	0-5	295	28	25	28		15		17	²¹¹ Bi-76
		5-20	393	70	26	36		15			²¹¹ Bi-76
		20-40	473		7.8	19	13			28	
		40-60	336			23	17			42	
5	სოფ. გუმათში შესასვლელი	0-5	237	103		45				18	
6	მდ. როინი, სოფ. გუმათში	0-5	595	13	26	30				16	⁵⁴ Mn-0,9 ²¹⁹ Rn-21
7	ქუთაისის შესასვლელი (სოფ. ბანოჯის მხრიდან)	0-5	388	4.8	208	36		14		16	
		5-20	534	3.3	40	38	8.8			14	²²⁸ Ac-22 ²¹⁹ Rn-14
		20-40	594			27				17	
		40-60	623		11	33				17	²²⁸ Ac-27
		60-90	289		13	44				17	²²⁸ Ac-25
8	სათაფლიის ნაკრძალის შესასვლელი	0-5	376	92	5.3				398		
		5-20	493	104	13				322		
9	სათაფლიის ნაკრძალიდან 1 კმ-ზე	0-5	682	56	10						
		5-20	41	25					125	13	
10	სათაფლიის ნაკრძალიდან 2 კმ-ზე	0-5	374	37	6.1	5.5			62.5		
		5-20	611	28					81	16	
11	სათაფლიის ნაკრძალიდან 3 კმ-ზე	0-5	1702						326	18	
		5-20	2020		6.2				241	14	
12	სოფ. ქვიტირი	0-5	401	27	22	29	5			13	⁵⁹ Fe-1.8
13	ყოფილ ავტოქარხანა	0-5	567	32	23	37	10			10	⁵⁴ Mn-0,7
14	პარლამენტის შენობასთან	0-5	548	57		30				17	
15	ყოფილი ავანგარდის ქარხანა	0-5	423	54	23	27					
16	ნაგავსაყრელი	0-5	455		26	28	5,7			16	⁷ Be-6,6 ²⁰³ Hg-1,3
17	ყოფილი ლითოფონის ქარხანა	0-5	110	23		6.3					
		5-20	53	13.5			3,5			3,1	
18	მდ.წყალწითელასთან, მუხნარის ტყეში	0-5	556	4	42	45	32	18			²²⁸ Ac-28 ²¹¹ Bi-98

ქუთაისის ზონაში გავრცელებული ბუნებრივი რადიონუკლიდებიდან აღსანიშნავია კალიუმისა და რადიუმის იზოტოპების შემცველობა.

ჩვენ მიერ აღებული ნიადაგის ნიმუშები ბუნებრივი ^{40}K -ის მოცულობითი აქტივობა ყველგან დაფიქსირდა.

კალიუმი არის ბუნებრივი რადიოაქტიურობის განმსაზღვრელი ძირითადი რადიონუკლიდი. ის არის მოთეთრო ვერცხლისფერი მეტალი. მისი თანაფარდობა ^{39}K – თან არის $^{40}\text{K} : ^{39}\text{K} = 1 : 85\ 000$ [114]. კალიუმ-40-ის ნახევარდაშლის პერიოდი არის $1,39 \times 10^9$ წელი და იგი ბუნებრივი რადიონუკლიდია.

კალიუმის ძირითადი ამთვისებელი ადამიანის ორგანიზმში არის ერთროციტები, ნერვული სისტემა, კუნთოვანი სისტემა, ღვიძლი და ძვლები. აღსანიშნავია, რომ ^{40}K არ გროვდება, არამედ ორგანიზმი ითვისებს, გამოიყენებს და გამოყოფს.

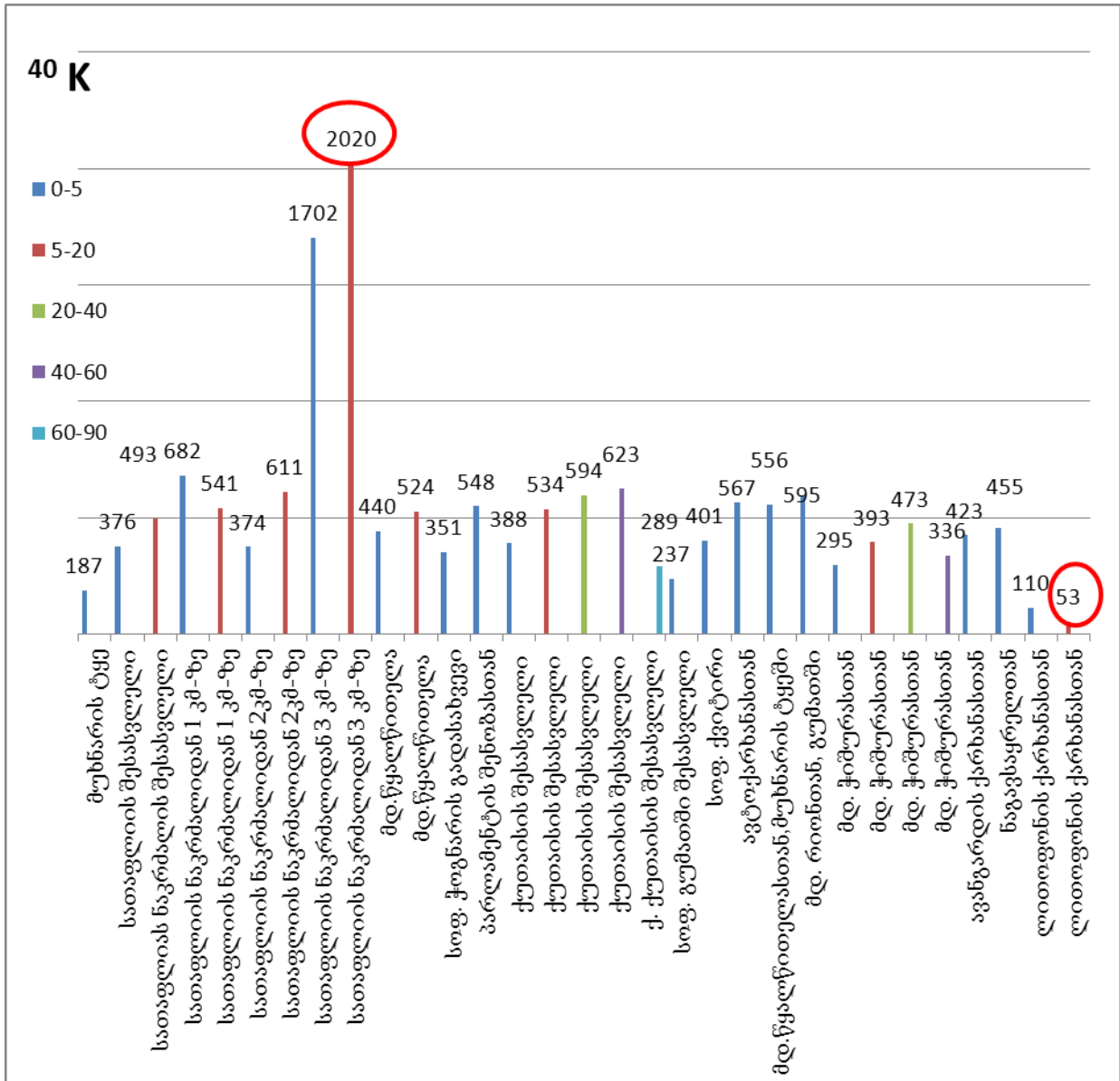
ორგანიზმის დაბერების დროს რბილი ქსოვილების დისტროფიულ ცვლილებებს თან ახლავს კალიუმის რაოდენობის შემცირება [61, 97].

როგორც ჩვენთვის ცნობილია, საკვებ პროდუქტებში ^{40}K -ის შემცველობის სანიტარულ-ჰიგიენური ნორმები ჯერჯერობით არ არის დადგენილი, მაგრამ აღსანიშნავია, რომ იგი მიეკუთვნება საკვებიდან სისხლში გადასვლის სწრაფი ტიპის რადიონუკლიდს. ამიტომ იგი საინტერესო რადიონუკლიდია და მოითხოვს შემდგომ გამოკვლევებს.

^{40}K -ის რაოდენობრივი დიაპაზონი მოსკოვის სახელმწიფო უნივერსიტეტის მონაცემებით ნიადაგში ვარირებს 100-დან 740 ბეკ/კგ-მდე, ხოლო მისი დასაშვები საშუალო მოცულობითი აქტივობა არის 370 ბეკ/კგ (პივოვაროვი ი. მიხაილოვი ვ, „რადიაციული ეკოლოგია“. მოსკოვი. 2004).

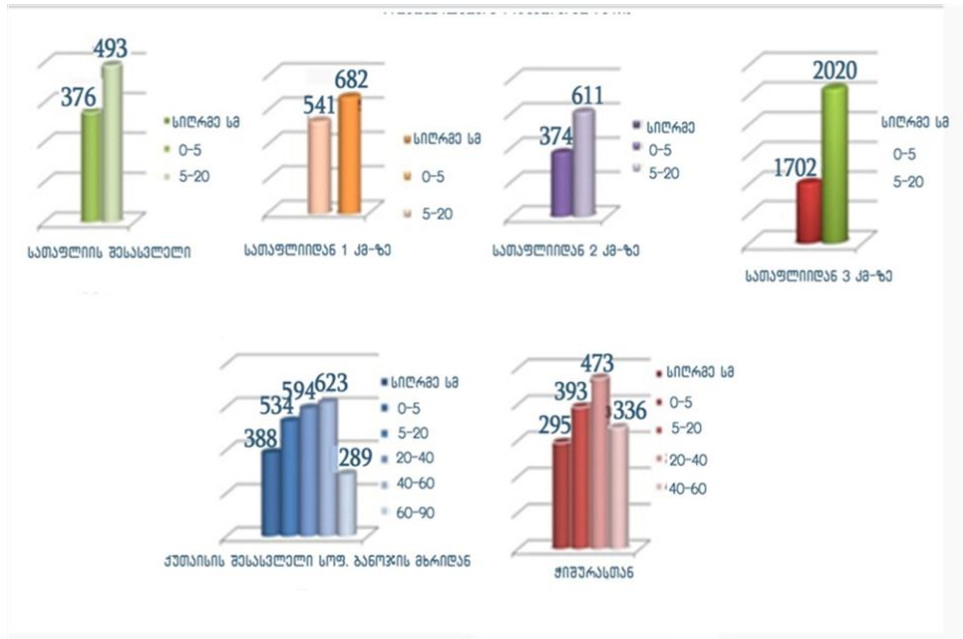
⁴⁰K -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

ნიმუშის აღების ადგილი	სიღრმე, სმ	რადიონუკლიდები აქტივობებით, ბეკ/კგ
მუხნარის ტყე	0-5	187
სათაფლის ნაკრძალის შესასვლელი	0-5	376
	5-20	493
სათაფლის ნაკრძალიდან 1 კმ-ზე	0-5	682
	5-20	541
სათაფლის ნაკრძალთან 2 კმ-ზე	0-5	374
	5-20	611
სათაფლის ნაკრძალიდან 3 კმ-ზე	0-5	1702
	5-20	2020
მდ. წყალწითელა (ე.წ. ახალ ხიდთან)	0-5	440
	5-20	524
სოფ. ჭოგნარის გადასახვევი	0-5	351
პარლამენტის შენობა	0-5	548
ქუთაისის შესასვლელი (სოფ. ბანოჯის მხრიდან)	0-5	388
	5-20	534
	20-40	594
	40-60	623
	60-90	289
სოფ. გუმათის შესასვლელი	0-5	237
სოფ. ქვიტირი	0-5	401
ყოფილ ავტოქარხანასთან	0-5	567
მდ. წყალწითელასთან, მუხნარის ტყეში	0-5	556
მდ. რიონთან, სოფ. გუმათში	0-5	595
მდ. ჭიშურასთან	0-5	295
	5-20	393
	20-40	473
	40-60	336
ყოფილი ავანგარდის ქარხანა	0-5	423
ყოფილ ლითოფონის ქარხანა	0-5	110
	5-20	53
ნაგავსაყრელი	0-5	455



დიაგრამა 4.1. ⁴⁰K -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

როგორც 4.3. ცხრილიდან და 4.1. დიაგრამიდან ჩანს, ქუთაისის ზონაში ⁴⁰K-ის მაქსიმალური შემცველობა (2020 ბეკ/კგ) დაფიქსირდა სათაფლის ნაკრძალიდან (სამხრეთ-დასავლეთით) 3 კმ მანძილზე დაშორებულ ნიადაგში 20-40 სმ სიღრმის ფენაში, ხოლო მინიმალური შემცველობა (53 ბეკ/კგ) დაფიქსირდა ყოფილ ლითოფონის ქარხანასთან ნიადაგის ფენაში 5-20 სმ სიღრმეზე. ⁴⁰K-ის საერთო საშუალო შემცველობა მერყეობს 500-600 ბეკ/კგ-ის ფარგლებში.



დიაგრამა 4.2. ^{40}K -ის მიგრაცია ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

როგორც 4.2. დიაგრამიდან ჩანს, რადიონუკლიდ ^{40}K -ის შემცველობა 0-5 სმ-ზე ნაკლებია, ვიდრე 5-20 სმ სიღრმეზე ნიადაგში შემდეგ წერტილებში: სათაფლიის ნაკრძალის შესასვლელთან (0-5 სმ სიღრმეზე მისი ოდენობა არის 376 ბეკ/კგ, 5-20 სმ სიღრმეზე კი - 493 ბეკ/კგ), სათაფლის ნაკრძალიდან (სამხრეთ-დასავლეთით) 1 კმ-ის დაშორებით ნიადაგში (0-5 სმ სიღრმეზე ^{40}K -ის ოდენობა არის 541 ბეკ/კგ, 5-20 სმ სიღრმეზე კი - 682 ბეკ/კგ), სათაფლის ნაკრძალიდან (სამხრეთ-დასავლეთით) 2 კმ-ით დაშორებით ნიადაგში (0-5 სმ სიღრმეზე ^{40}K -ის ოდენობა არის 374 ბეკ/კგ, 5-20 სმ სიღრმეზე კი - 611 ბეკ/კგ) და სათაფლიის ნაკრძალიდან (სამხრეთ-დასავლეთით) 3 კმ-ის დაშორებით ნიადაგში (0-5 სმ სიღრმეზე მისი ოდენობა არის 1702 ბეკ/კგ, 5-20 სმ სიღრმეზე კი - 2020 ბეკ/კგ).

გარკვეულ კანონზომიერებას ემორჩილება ასევე ^{40}K -ის შემცველობა სოფ. ბანოჯაში ნიადაგის ჭრილის განხილვისას და აქვს შემდეგი სახე: 0-5 სმ სიღრმეზე ნიადაგში მისი ოდენობა არის 388 ბეკ/კგ, 5-20 სმ სიღრმეზე 534 ბეკ/კგ, 20-40 სმ სიღრმეზე-594 ბეკ/კგ, ხოლო 40-60 სმ სიღრმეზე კი-623 ბეკ/კგ, რაც შეეხება 60-90 სმ სიღრმეზე, ^{40}K -ის შემცველობა არის 289 ბეკ/კგ. აღნიშნული კანონზომიერება ნათლად აჩვენებს, რომ ^{40}K -ის იზოტოპის მოძრავი ფორმები ზემოდან ქვემოთ

გადაადგილდებიან, ხოლო დედაქანთან მისი შემცველობა შედარებით ნაკლებია, რაც დასტურდება 4.2. დიაგრამით. იგივე სურათი არის მდ. ჭიშურასთან გაკეთებულ ნიადაგურ ჭრილშიც, სადაც 0-5 სმ სიღრმის ფენაში მისი შემცველობაა 295 ბეკ/კგ, 5-20 სმ სიღრმეზე მისი რაოდენობა იზრდება 393 ბეკ/კგ-მდე, ხოლო 20-40 სმ სიღრმეზე – 473 ბეკ/კგ-მდე, რაც შეეხება 40-60 სმ სიღრმეზე, ის შეადგენს 336 ბეკ/კგ-ს ანუ დედაქანთან ისევ შედარებით ნაკლებია (დიაგრამა 4.2.).

საკვლევ ნიმუშებში დაფიქსირდა ასევე რადიუმის იზოტოპები ^{226}Ra და ^{224}Ra .

რადიუმი ბრჭყვიალა ვერცხლისფერი მეტალია, სწრაფად რეაგირებადი ჰაერთან (ქანგბადთან); წყალთან წარმოქმნის ხსნად ქლორიდს, ბრომიდს, სულფიდს, იოდიდს, ასევე რიგ არახსნად ნაერთებს (კარბონატებს, სულფიდებს, ოქსალატებს). რადიუმის ყველა იზოტოპი რადიაქტულია. შედარებით გავრცელებულია დიდხანს მცხოვრები იზოტოპი ^{226}Ra , რომლის ნახევრადდაშლის პერიოდი 1620 წელიწადია.

რადიუმი მოიპოვება ურანის საბადოდან და რადიუმის წყლიდან. პირველად ეს ელემენტი გამოყოფილი იქნა მარია და პიერ კიურის მიერ 1898 წელს.

დიდი რაოდენობით რადიუმი შედის ადამიანის ორგანიზმში კვების პროდუქტებიდან, რადიუმის ქცევა ორგანიზმში - მსგავსია მისი მიგრაციისა და კალიუმის დაგროვებისა. მთლიანობაში რადიუმზე მოდის 0.1%-ზე ნაკლები ორგანიზმში არსებული რადიოაქტიური ნივთიერებისა.

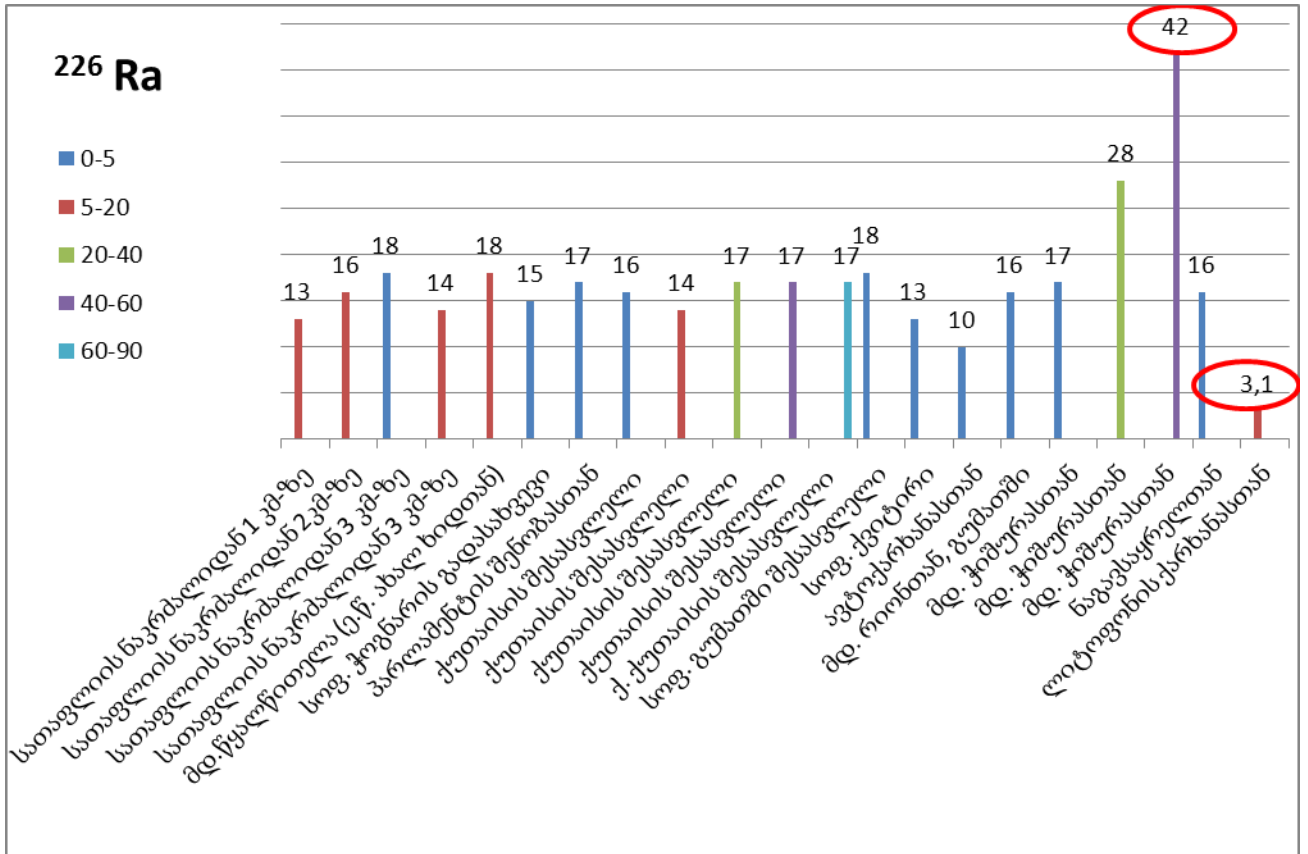
რადიუმის დიდი რაოდენობა რეგისტრირებულია ძვლებში, 30-70 ჯერ ნაკლები ფიქსირდება პარენქიმატოზულ ორგანოებში (ღვიძლი და თირკმლები) და თითქმის 1000 ჯერ ნაკლებია - კუნთოვან ქსოვილებში.

რადიუმ-226-ის რადიოაქტიურობა დანალექ და ვულკანურ ქანებში, მიწისქვეშა შრეებში მერყეობს 5 ბეკ/კგ-დან 50 ბეკ/კგ-მდე, ნიადაგებში - 3,7 ბეკ/კგ-დან 48 ბეკ/კგ-მდე, ხოლო მიწისქვეშა წყლებში შესაძლოა ვარიირებდეს ძალიან ფართო დიაპაზონით [114].

^{226}Ra -ის ნიადაგებში დასაშვები საშუალო მოცულობითი აქტივობა არის 38 ბეკ/კგ (ვ. ფ. კოზლოვი. რადიაციული უსაფრთხოების ცნობარი. მოსკოვი.1991 წ.).

^{226}Ra -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

ნიმუშის აღების ადგილი	სიღრმე, სმ	რადიონუკლიდები აქტივობებით, ბეკ/კგ
სათაფლის ნაკრძალიდან 1 კმ-ზე	5-20	13
სათაფლის ნაკრძალიდან 2 კმ-ზე	5-20	16
სათაფლის ნაკრძალიდან 3 კმ-ზე	0-5	18
	20-40	14
მდ. წყალწითელა (ე.წ. ახალ ხიდთან)	5-20	18
სოფ. ჭოგნარის გადასახვევი	0-5	15
პარლამენტის შენობა	0-5	17
ქუთაისის შესასვლელი (სოფ. ბანოჯის მხრიდან)	0-5	16
	5-20	14
	20-40	17
	40-60	17
	60-90	17
სოფ. გუმათის შესასვლელი	0-5	18
სოფ. ქვიტირი	0-5	13
ყოფილ ავტოქარხანა	0-5	10
მდ. რიონთან, გუმათში	0-5	16
მდ. ჭიშურასთან	0-5	17
	20-40	28
	40-60	42
ყოფილი ლითოფონის ქარხანა	5-20	3,1
ნაგავსაყრელი	0-5	16



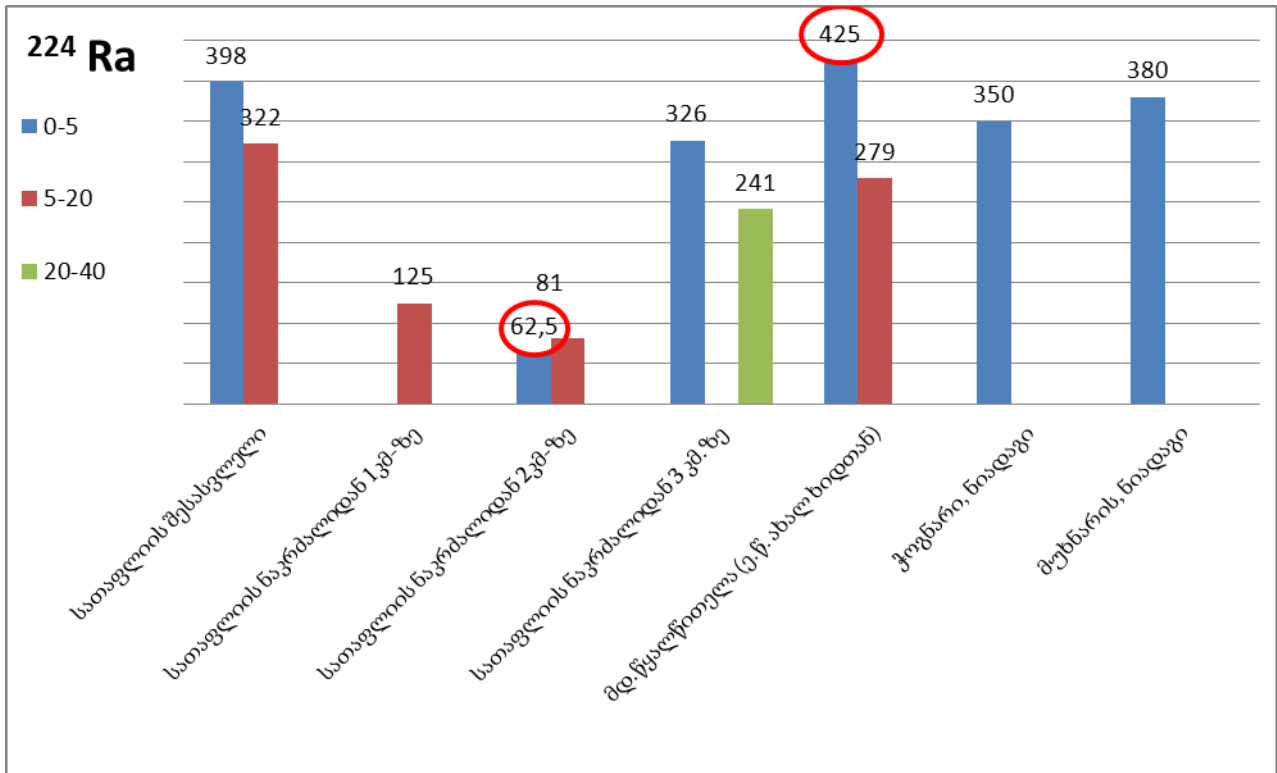
დიაგრამა 4.3. ^{226}Ra -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

როგორც დიაგრამა 4.3-დან ჩანს, აღებული ანალიზებიდან Ra^{226} -იზოტოპის შემცველობა მაქსიმალურ ოდენობას (42 ბეკ/კგ) აღწევს მდ. ჭიშურასთან 40-60 სმ სიღრმის ფენის ნიადაგში, მინიმალურს კი - ყოფილი ლითოფონის ქარხნის მიმდებარე ნიადაგში (3,1 ბეკ/კგ). მისი საშუალო შემცველობა მერყეობს 15-18 ბეკ/კგ-ის ფარგლებში.

რაც შეეხება, ^{224}Ra -იზოტოპის შემცველობას, კვლევის შედეგები მოცემულია 4.5. ცხრილში:

²²⁴Ra -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

ნიმუშის ალების ადგილი	სიღრმე, სმ	რადიონუკლიდები აქტივობებით, ბეკ/კგ
სათაფლის ნაკრძალის შესასვლელი	0-5	398
	5-20	322
სათაფლის ნაკრძალიდან 1 კმ-ზე	5-20	125
სათაფლის ნაკრძალიდან 2 კმ-ზე	0-5	62.5
	5-20	81
სათაფლის ნაკრძალიდან 3 კმ-ზე	0-5	326
	20-40	241
მდ. წყალწითელა (ე.წ. ახალ ხიდთან)	0-5	425
	5-20	279
სოფ. ჭოგნარის გადასახვევი	0-5	350



დიაგრამა 4.4. ²²⁴Ra -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

როგორც 4.4. დიაგრამიდან ჩანს, ^{224}Ra -ის იზოტოპის შემცველობა მაქსიმალურ ოდენობას (425 ბეკ/კგ) აღწევს ახალ ხიდთან მდ. წყალწითელასთან 0-5 სმ სიღრმის ფენის ნიადაგში, მინიმალურს კი (62,5 ბეკ/კგ) - სათაფლის ნაკრძალიდან (სამხრეთ-დასავლეთით) 2 კმ-ით დაშორებულ 0-5 სმ სიღრმის ფენის ნიადაგში.

საშუალოდ, მისი რაოდენობა მერყეობს 250-260 ბეკ/კგ-ის ფარგლებში.

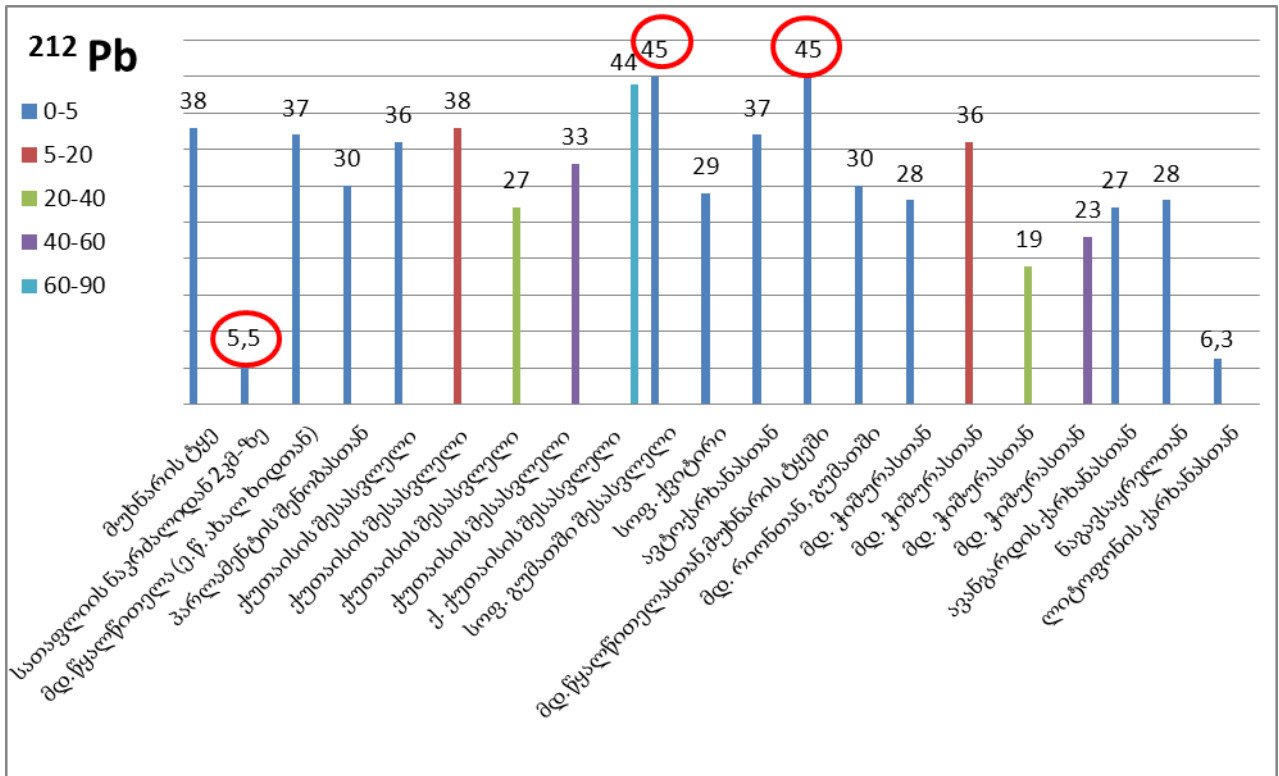
ქუთაისის ზონის ნიადაგებში ასევე საკმაო რაოდენობით აღინიშნება ტყვიის იზოტოპები ^{212}Pb და ^{214}Pb , რადიონუკლიდ ტყვიის (^{212}Pb) ნახევარდაშლის პერიოდი 10,6 სთ.-ია ანუ 10,6 საათის გასვლის შემდეგ მისი აქტივობა ნულისკენ მიისწრაფვის. ^{212}Pb -ის დალექვა ძირითადად დაკავშირებულია ტრანსპორტის გამონაბოლქვთან, რაც უმეტესად ხდება ავტომაგისტრალების მიმდებარე ტერიტორიების ნიადაგებსა და მცენარეებზე.

ცხრილი 4.6.

^{212}Pb -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

ნიმუშის ადების ადგილი	სიღრმე, სმ	რადიონუკლიდები აქტივობებით, ბეკ/კგ
1	2	3
მუხნარის ტყე	0-5	38
სათაფლის ნაკრძალიდან 2 კმ-ზე,	0-5	5.5
მდ. წყალწითელა (ე.წ. ახალ ხიდთან)	0-5	37
პარლამენტის შენობა	0-5	30
ქუთაისის შესასვლელი (სოფ. ბანოჯის მხრიდან)	5-20	36
	20-40	38
	40-60	27
	60-90	33
	0-5	44
სოფ. გუმათის შესასვლელი	0-5	45
სოფ. ქვიტირი	0-5	29
ყოფილი ავტოქარხანა	0-5	37
მდ. წყალწითელასთან, მუხნარის ტყეში	0-5	45
მდ. რიონთან, სოფ. გუმათში	0-5	30

1	2	3
მდ. ჭიშურასთან	0-5	28
	5-20	36
	20-40	19
	40-60	23
ყოფილი ავანგარდის ქარხანა	0-5	27
ყოფილი ლითოფონის ქარხანა	0-5	6,3
ნაგავსაყრელი	0-5	28



დიაგრამა 4.5. ^{212}Pb -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

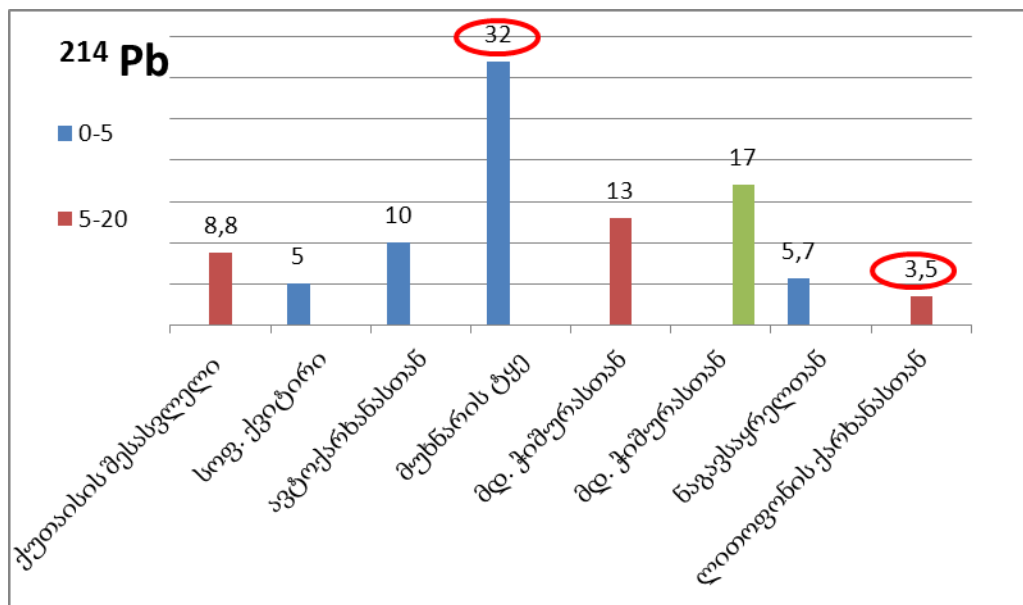
როგორც 4.6 ცხრილიდან და 4.5 დიაგრამიდან ჩანს, აღებული ანალიზებიდან ^{212}Pb -ის მაქსიმალური შემცველობა (45 ბეკ/კგ) დაფიქსირდა ავტომაგისტრალზე (ქ. ქუთაისის შემოსასვლელში აღმ. მხრიდან და ქ. ქუთაისის შემოსასვლელში ჩრდილოეთის მხრიდან) ნიადაგის 0-5 სმ სიღრმის ფენაში. ხოლო მინიმალური შემცველობა (5,5 ბეკ/კგ) - სათაფლის ნაკრძალიდან (სამხრეთ-დასავლეთით) 2 კმ-ის მანძილზე დამორებულ ნიადაგში 0-5 სმ სიღრმეზე.

რადიონუკლიდ ^{214}Pb -ის იზოტოპის ნახევარდაშლის პერიოდი სულ 27წთ.-ია, მაგრამ აღნიშნული რადიონუკლიდი შედის ურან-რადიუმის ოჯახში, ის არის ^{226}Ra -ის დაშლის პროდუქტი (რომლის ნახევარდაშლის პერიოდი 1620 წელია), აქედან გამომდინარე, ^{226}Ra -ის არსებობის შემთხვევაში ^{214}Pb ყოველთვის დაფიქსირდება.

ცხრილი 4.7.

^{214}Pb --ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

ნიმუშის აღების ადგილი	სიღრმე, სმ	რადიონუკლიდები აქტივობებით, ბეკ/კგ
ქუთაისის შესასვლელი (სოფ. ბანოჯის მხრიდან)	5-20	8.8
სოფ. ქვიტირი	0-5	5
ყოფილი ავტოქარხანა	0-5	10
მდ. წყალწითელასთან, მუხნარის ტყეში	0-5	32
მდ. ჭიშურასთან	20-40	13
	40-60	17
ყოფილი ლითოფონის ქარხანა	5-20	3,5
ნაგავსაყრელი	0-5	5,7



დიაგრამა 4.6. ^{214}Pb --ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

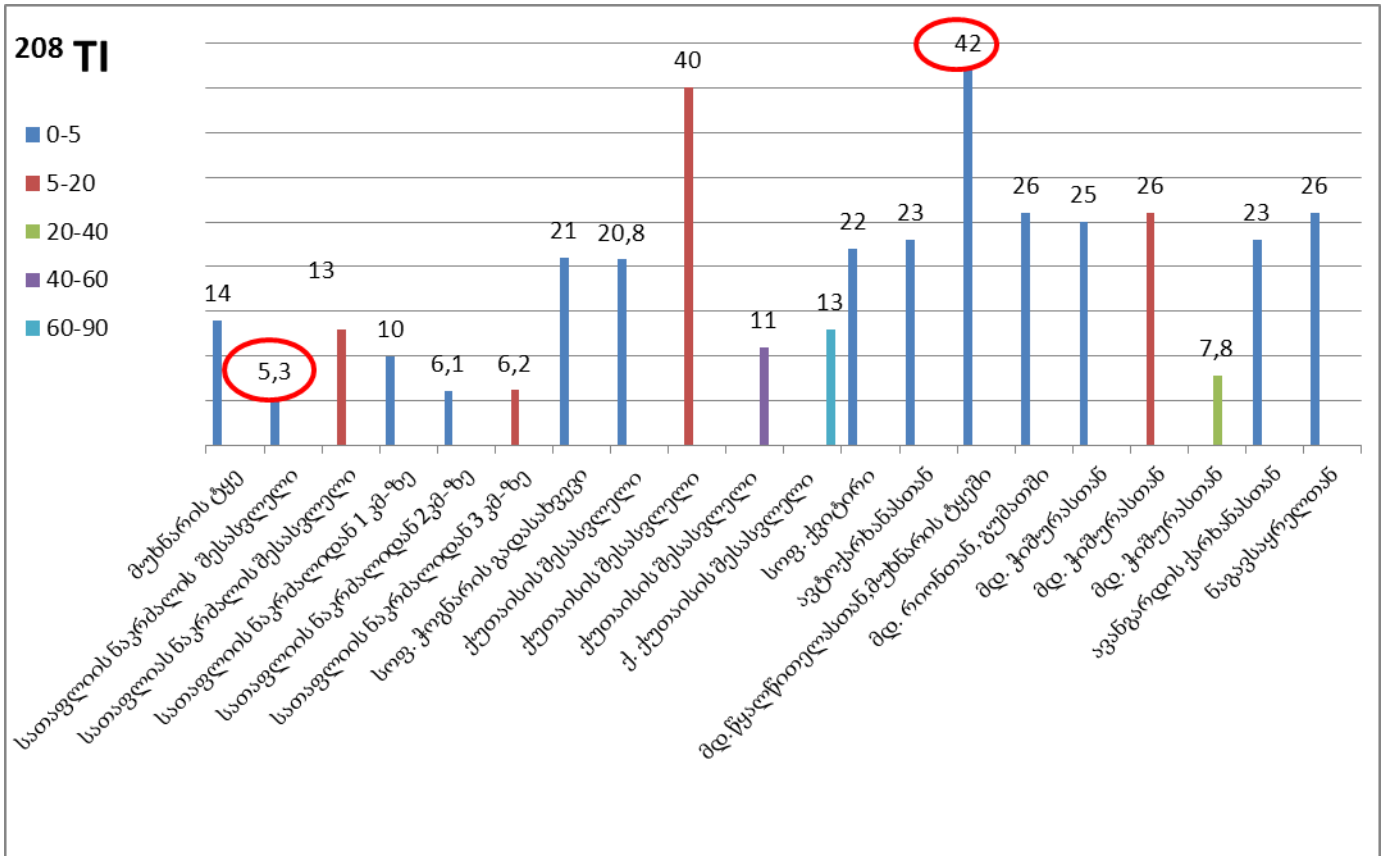
როგორც დიაგრამა 4.6-დან ჩანს, ჩატარებული ანალიზებიდან ^{214}Pb -ის შემცველობა მერყეობს 3.5 ბეკ/კგ-დან (5-20 სმ სიღრმეზე ნიადაგი ყოფილ ლითოფონის ქარხანასთან) 32 ბეკ/კგ-მდე (0-5 სმ სიღრმის ნიადაგი მდ. წყალწითელასთან, მუხნარის ტყეში).

რაც შეეხება თალიუმის იზოტოპს ^{208}Tl , მისი ნახევრადდაშლის პერიოდი 3,1 წუთია, იგი შედის თორიუმის (^{232}Th)-ის ოჯახში, ამასთანავე, წარმოადგენს ^{224}Ra -ისა და ^{212}Pb -ის დაშლის პროდუქტს, ამიტომ მისი არსებობა აღნიშნული რადიონუკლიდების შემთხვევაში, სავსებით კანონზომიერია.

ცხრილი 4.8.

^{208}Tl -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

ნიმუშის აღების ადგილი	სიღრმე, სმ	რადიონუკლიდები აქტივობებით, ბეკ/კგ
მუხნარის ტყე	0-5	14
სათაფლიის ნაკრძალის შესასვლელი	0-5	53
	5-20	13
სათაფლიის ნაკრძალიდან 1 კმ-ზე,	0-5	10
სათაფლიის ნაკრძალიდან 2 კმ-ზე,	0-5	6.1
სათაფლიის ნაკრძალიდან 3 კმ-ზე	20-40	6.2
სოფ. ჭოგნარის გადასახვევი	0-5	21
ქუთაისის შესასვლელი (სოფ. ბანოჯის მხრიდან)	0-5	20.8
	5-20	40
	40-60	11
	60-90	13
სოფ. ქვიტირი	0-5	22
ყოფილი ავტოქარხანა	0-5	23
მდ. წყალწითელასთან, მუხნარის ტყეში	0-5	42
მდ. რიონთან, სოფ. გუმათში	0-5	26
მდ. ჭიშურასთან	0-5	25
	5-20	26
	20-40	7.8
ყოფილი ავანგარდის ქარხანა	0-5	23
ნაგავსაყრელი	0-5	26



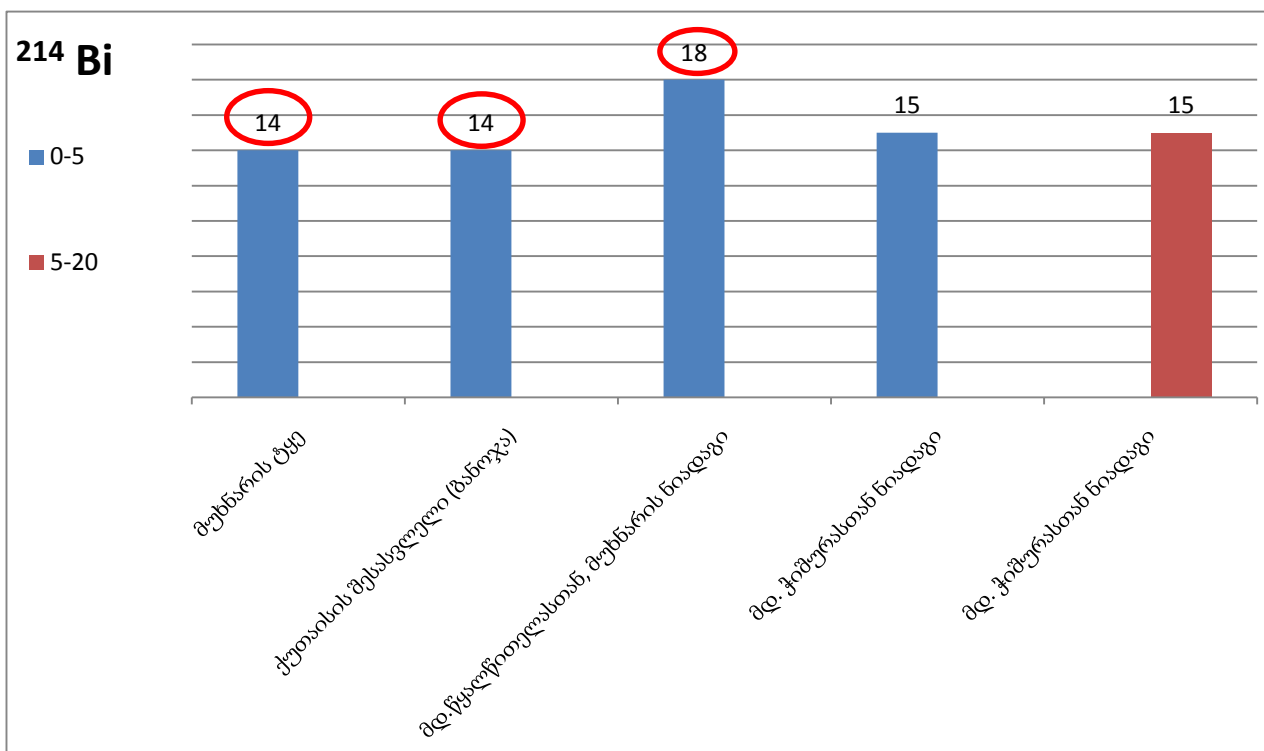
დიაგრამა 4.7. ^{208}Tl -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

როგორც 4.7. დიაგრამიდან ჩანს, ^{208}Tl -ის შემცველობა მაქსიმალურ ოდენობას (42 ბეკ/კგ) აღწევს მდ. წყალწითელასთან, მუხნარის ტყეში არსებული 0-5 სმ-ის სიღრმის ფენის ნიადაგში, მინიმალურს (5,3 ბეკ/კგ) კი - სათაფლიის ნაკრძალის შესასვლელთან 0-5 სმ სიღრმის ნიადაგში.

საველე ექსპედიციების დროს გაზომილი იქნა ^{214}Bi -ის შემცველობა რამდენიმე წერტილში, მისი ნახევრადდაშლის პერიოდი სულ რაღაც 19,5 წუთია, მაგრამ იგი შედის ურან-რადიუმის ოჯახში, Bi^{214} წარმოადგენს რადიუმ-226-ის დაშლის პროდუქტს, რომლის ნახევრადდაშლის პერიოდი 1620 წელია, ბისმუტის არსებობა ნიმუშებში განპირობებულია რადიუმ-226-ის არსებობით.

^{214}Bi -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

ნიმუშის ადების ადგილი	მუხნარის ტყე	ქუთაისის შესასვლელი (სოფ. ბანოჯის მხრიდან)	მდ. წყალწითელასთან, მუხნარის ტყესთან	მდ. ჭიშურასთან	მდ. ჭიშურასთან
სიღრმე, სმ	0-5	0-5	0-5	0-5	5-20
რადიონუკლიდები აქტივობებით, ბეკ/კგ	14	14	18	15	15



დიაგრამა 4.8. ^{214}Bi -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

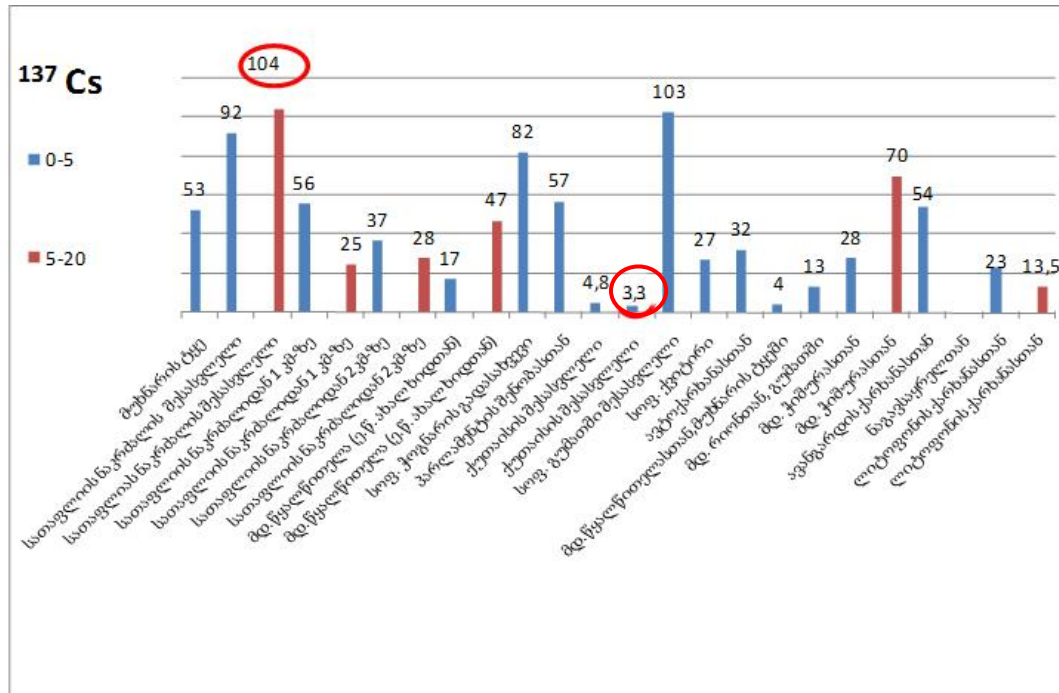
როგორც 4.8. დიაგრამიდან ჩანს, ^{214}Bi -ის შემცველობა უმნიშვნელოდ იცვლება 14 ბეკ/კგ-დან (ბანოჯაში 0-5 სმ სიღრმის ფენაში) 18 ბეკ/კგ-მდე (მდ. წყალწითელასთან, მუხნარის ტყე).

აღებულ ნიმუშებში განსაკუთრებით საყურადღებოა ^{137}Cs -ის იზოტოპის არსებობა, რომელიც არის ბიოსფეროს რადიოაქტიური დაბინძურების ერთ-ერთი ძირითადი კომპონენტი. როგორც ცნობილია, ^{137}Cs გარემოში ხვდება ბირთვულ-ენერგეტიკული ბალანსის დარღვევის შედეგად [114], იგი ტექნოგენური წარმოშობისაა (ატომური გამოცდები, რადიოლოგიური ავარიები ატომურ სადგურებზე და მათი გადმოტანა მეტეოროლოგიური პირობებით). ^{137}Cs რადიოაქტიური ელემენტია, რომელიც ასხივებს ბეტა გამოსხივებას და გამა-კვანტებს და შედის რადიოაქტიურ გამონატყორცნში, რადიოაქტიურ ნარჩენში, ქარხნის ნარჩენებში, რომლებიც გადაამუშავებენ ატომური ელექტროსადგურის ნარჩენებს, არის მცენარეებში, ადამიანისა და ცხოველების ორგანიზმებში. ^{137}Cs -ის დაგროვების კოეფიციენტი შედარებით მაღალია მტკნარი წყლის წყალმცენარეებსა და არქტიკული ხმელეთის მცენარეებში, განსაკუთრებით სირსველებში (ლიქენი). ცხოველების ორგანიზმებში ^{137}Cs გროვდება კუნთებში და ღვიძლში. დაგროვების ყველაზე მაღალი კოეფიციენტი არის აღმოჩენილი ჩრდილოეთის ირმებსა და ჩრდილოეთ ამერიკის წყლის ფრინველებში, გროვდება ასევე სოკოებში.

რადიონუკლიდი ^{137}Cs -ის ნიადაგებში მიგრაცია ჰორიზონტალური და ვერტიკალური მიმართულებით გამოწვეულია მისი ქიმიური ბუნებით, რომელიც მსგავსია კალიუმის, ამის გამო გარემოდან მცენარეში მისი გადასვლა ურთიერთკავშირშია კალიუმის შემცველობასთან ნიადაგში.

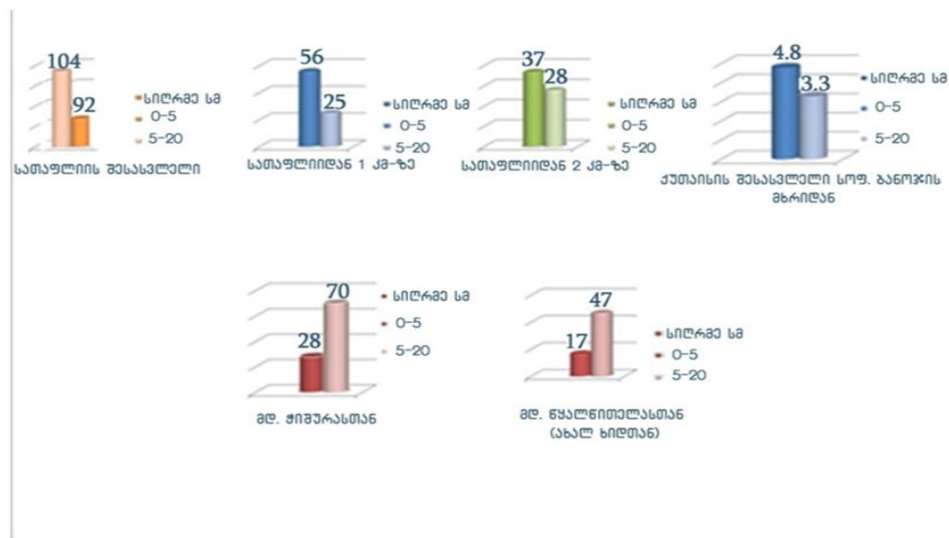
^{137}Cs -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

ნიმუშის აღების ადგილი	სიღრმე, სმ	რადიონუკლიდები აქტივობებით ბეკ/კგ
მუხნარის ტყე	0-5	53
სათაფლის ნაკრძალის შესასვლელი	0-5	92
	5-20	104
სათაფლის ნაკრძალიდან 1 კმ-ზე	0-5	56
	5-20	25
სათაფლის ნაკრძალიდან 2 კმ-ზე	0-5	37
	5-20	28
მდ. წყალწითელა (ე.წ. ახალ ხიდთან)	0-5	17
	5-20	47
სოფ. ჭოგნარი	0-5	82
მუხნარის ტყე	0-5	88
პარლამენტის შენობა	0-5	57
ქუთაისის შესასვლელი (სოფ. ბანოჯის მხრიდან)	0-5	4.8
	5-20	3.3
სოფ. გუმათის შესასვლელი	0-5	103
სოფ. ქვიტირი	0-5	27
ყოფილი ავტოქარხანა	0-5	32
მდ. წყალწითელასთან, მუხნარის ტყეში	0-5	4
მდ. რიონთან, სოფ. გუმათში	0-5	13
მდ. ჭიშურასთან	0-5	28
	5-20	70
ყოფილი ავანგარდის ქარხანა	0-5	54
ყოფილი ლითოფონის ქარხანა	0-5	23
	5-20	13,5



დიაგრამა 4.9. ¹³⁷Cs -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

როგორც 4.9. დიაგრამიდან ჩანს, რადიონუკლიდი ¹³⁷Cs-ის მაქსიმალური რაოდენობა დაფიქსირდა სათაფლის ნაგებობის შესასვლელის ნიადაგში 0-5 სმ სიღრმეზე (104 ბეკ/კგ), ხოლო მინიმალური ოდენობა (3,3 ბეკ/კგ) ქუთაისის შემოსასვლელში სოფ. ბანოჯის მხრიდან 5-20 სმ სიღრმეზე. ¹³⁷Cs-ის საშუალო შემცველობა მერყეობს 50-57 ბეკ/კგ-ის ფარგლებში.



დიაგრამა 4.10. ¹³⁷Cs -ის მიგრაცია ქუთაისის ზონის ნიადაგებში (ბეკ/კგ)

როგორც 4.10. დიაგრამიდან ჩანს, კვლევის შედეგად აღმოჩნდა, რომ ხელოვნური რადიონუკლიდის ^{137}Cs -ის შემცველობა 0-5 სმ სიღრმეზე არის უფრო მეტი, ვიდრე 5-20 სმ სიღრმეზე შემდეგ ადგილებში: სათაფლიის ნაკრძალის შესასვლელთან (0-5 სმ სიღრმეზე არის 104 ბეკ/კგ, ხოლო 5-20 სმ სიღრმეზე - 92 ბეკ/კგ), სათაფლიის ნაკრძალიდან (სამხრეთ-დასავლეთით) 1 და 2 კილომეტრით დაშორებულ ნიადაგებში (სათაფლიის ნაკრძალიდან 1 კმ-ის დაშორებით 0-5 სმ სიღრმეზე დაფიქსირდა 56 ბეკ/კგ, 5-20 სმ სიღრმეზე - 25 ბეკ/კგ, ხოლო სათაფლიიდან 2 კმ-ის დაშორებით 0-5 სმ სიღრმეზე დაფიქსირდა 37 ბეკ/კგ, ხოლო 5-20 სმ სიღრმეზე - 28 ბეკ/კგ), ასევე ქუთაისის შესასვლელში (ბანოჯის მხრიდან), სადაც 0-5 სმ სიღრმეზე აღმოჩნდა 4,8 ბეკ/კგ, ხოლო 5-20 სმ სიღრმეზე - 3,3 ბეკ/კგ, რაც აშკარად მიუთითებს, რომ ბანოჯის ნიადაგის ზედა ფენა არის ჰუმუსით მდიდარი და მძიმე მექანიკური შემადგენლობის, რამაც განაპირობა ^{137}Cs -ის ზედა ფენებში შებოჭვა.

ამავე დიაგრამიდან ნათლად ჩანს, რომ განსხვავებული სურათია მდ. ჭიშურასთან მიმდებარე ნიადაგში (0-5 სმ სიღრმეზე დაფიქსირდა 28 ბეკ/კგ ხოლო 5-20 სმ სიღრმეზე-70 ბეკ/კგ) და ახალ ხიდთან, მდ. წყალწითელასთან არსებულ ნიადაგში (0-5 სმ სიღრმეზე დაფიქსირდა 17 ბეკ/კგ, ხოლო 5-20 სმ სიღრმეზე - 47 ბეკ/კგ). აღნიშნული მიაწინებს ამ ნიადაგების ზედა ფენაში ჰუმუსის ნაკლებ შემცველობასა და მსუბუქ მექანიკურ შემადგენლობაზე (ხირხატიანი ნიადაგები), შესაბამისად, რადიონუკლიდ ^{137}Cs -ის გადაადგილება მოხდა ზემოდან ქვემოთ.

2012 წლის აპრილის ექსპედიციის დროს აღებულ იქნა ლითოფონის ქარხნის მიმდებარე ტერიტორიის ნიადაგების (0-5სმ და 5-20 სმ სიღრმე) საანალიზო ნიმუშები. ლითოფონის ქარხნის შენობასთან, რომლისგანაც 200 მ-ში მიედინება მდ. რიონი, რიონის პირას და მდ. რიონისაგან 100 მ-ის დაშორებით (დაახლოებით მდინარისა და ლითოფონის ქარხნის შუაწერტილში). შედეგები მოყვანილია № 4.11. ცხრილში;

რადიონუკლიდების შემცველობა ყოფილი ლითოფონის ქარხნის მიმდებარე ტერიტორიაზე

№	ნიმუშის აღების ადგილი	სიღრმე	რადიონუკლიდები აქტივობებით, ბეკ/კგ							
			⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²¹¹ Bi	²¹¹ Pb	²¹² Pb	²¹⁴ Bi	²¹⁴ Pb	²²⁶ Ra
1	ყოფილ ლითოფონის ქარხანასთან (მდ.რიონის პირას)	0-20	100	25	20			4.6		4.9
		20-40	111	24	43		4.9			
2	ყოფილ ლითოფონის ქარხანასა და მდ. რიონს შორის (შუა წერტილში)	0-20	157	28			10			
		20-40	178	23			11			
3	ყოფილ ლითოფონის ქარხანასთან	0-20	110	23		50	6.3			
		20-40	53	13.5					3.5	3.1
4	შლამი ყოფილ ლითოფონის ქარხანასთან (მდ.რიონის პირას)	0	47	27	15					
5	შლამი ყოფილ ლითოფონის ქარხანასა და მდ. რიონს შორის (შუა წერტილში)	0	39	21						

როგორც 4.11.ცხრილიდან ჩანს, კვლევის შედეგად ერთადერთ წერტილში (ყოფილ ლითოფონის ქარხანასთან) დაფიქსირდა ²¹¹Pb – 50 ბეკ/კგ ოდენობით.

როგორც 4.2. ცხრილის „სხვა“ გრაფიდან ჩანს, განხორციელებული სავსე ექსპედიციების დროს აღებული ნიადაგების ნიმუშების ანალიზის შედეგად რამდენიმე წერტილში დაფიქსირდა ²²⁸Ac-ის იზოტოპის გარკვეული შემცველობები: ქუთაისის შემოსასვლელში (სოფ. ბანოჯის მხრიდან) გაკეთებულ ჭრილში (5-20 სმ, 40-60 სმ და 60-90 სმ სიღრმეებზე) შესაბამისად 22 ბეკ/კგ, 27 ბეკ/კგ და 25 ბეკ/კგ ოდენობით და მდ. წყალწითელასთან - მუხნარის ტყეში (0-5 სმ) – 28 ბეკ/კგ, ²¹¹Bi-ის გარკვეული ოდენობები:

მდ. ჭიშურასთან გაკეთებულ ჭრილში (0-5 და 5-20 სმ სიღრმეებზე) 76 ბეკ/კგ და მდ. წყალწითელასთან - მუხნარის ტყეში (0-5 სმ) -98 ბეკ/კგ, ^{219}Rn მცირე რაოდენობით დაფიქსირდა ქუთაისის შემოსასვლელში (სოფ. ბანოჯის მხრიდან) 5-20 სმ სიღრმეზე 14 ბეკ/კგ და მდ. რიონთან, სოფ. გუმათში 21 ბეკ/კგ ოდენობით, ამავე ადგილზე (0,9 ბეკ/კგ) და ავტოქარხნის ტერიტორიაზე (0,7 ბეკ/კგ) დაფიქსირდა ^{54}Mn -ის იზოტოპი. აღსანიშნავია, რომ ნაგავსაყრელზე 0-5 სმ სიღრმეზე ნიადაგში დაფიქსირდა ასევე ^7Be (6,6 ბეკ/კგ) და ^{203}Hg (1,3 ბეკ/კგ), რაც საწარმოო ან საყოფაცხოვრებო ნარჩენების შედეგია.

ამრიგად, ქ. ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების ნიადაგებში განსაზღვრულ იქნა რადიონუკლიდების ^{40}K , ^{224}Ra , ^{226}Ra , ^{212}Pb , ^{214}Pb , ^{211}Bi , ^{214}Bi , ^{208}Tl , ^{235}U , ^{228}Ac , ^{219}Rn , ^7Be , ^{303}Hg , ^{159}Fe , ^{54}Mn , ^{37}Cs მოცულობითი აქტივობები.

კვლევის შედეგად დაფიქსირებული რადიონუკლიდები აქტივობებით (ბეკ/კგ, 0-5, 5-20 სმ სიღრმე, ნიადაგი) დატანილ იქნა სქემატურ რუკაზე (იხ. რუკა №2; ნიმუშის ადების ადგილის ნომერი ცხრილი 4.2-სა და რუკა №2-ზე ემთხვევა ერთმანეთს).

4.2. რადიონუკლიდების შემცველობა ქუთაისის ზონის მდინარეთა წყლებში

მდინარეთა წყლების რადიოაქტიურობა დამოკიდებულია ქანების ქიმიურ შემადგენლობასა და კლიმატურ პირობებზე. მდინარეებში ძირითადად გროვდება ^{40}K და ^{226}Ra -ის იზოტოპები.

მდინარეების რადიოაქტიურობის ხარისხს განსაზღვრავს მდინარის კვების ტიპი – ზედაპირულია თუ გრუნტის. მდინარის წყლებში კალიუმის შემცველობა $3,7 \cdot 10^{-2} - 0,6$ ბკ/ლ-ის, ურანის შემცველობა $2 \cdot 10^{-8} - 5 \cdot 10^{-5}$ ბკ/ლ-ის და რადიუმის შემცველობა $9,2 \cdot 10^{-3} -$

7,4·10⁻² ბკ/ლ-ის ფარგლებში მერყეობს [140].

ქ. ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების მდინარეთა წყლებისა და ლექის ნიმუშები აღებულ იქნა მდ. რიონში, მდ. ჭიშურაში, მდ. წყალწითელასა და მდ. ოღასკურაში.

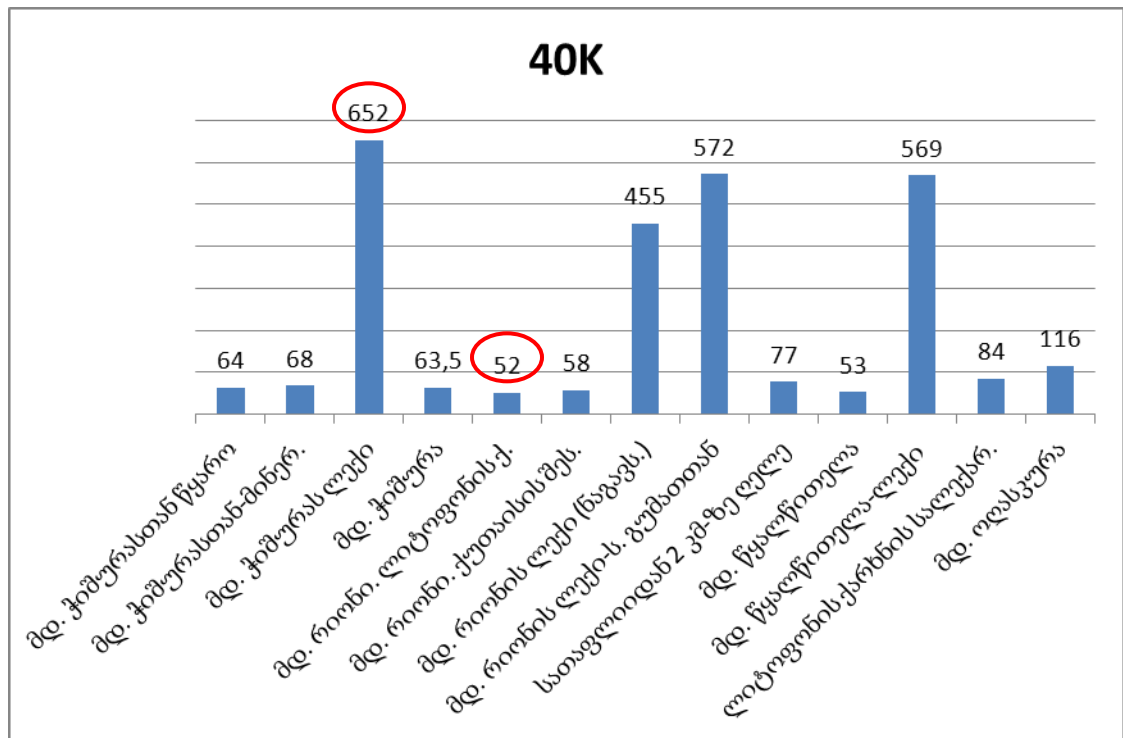
ცხრილი 4.12.

რადიონუკლიდების შემცველობა ქუთაისის ზონის მდინარეებში (ბეკ/ლ)

№	ნიმუშის აღების ადგილი	რადიონუკლიდები აქტივობებით, ბეკ/ლ						
		⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²⁰⁸ Tl	²¹² Pb	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²²⁴ Ra
1	მდ. ჭიშურასთან წყარო	64						
2	მდ. ჭიშურასთან-მინერალური	68						
3	მდ. ჭიშურას ლექი	652	3,45	6.3	29			295
4	მდ. ჭიშურა	63,5						
5	მდ. რიონი. ლითოფონის ქ-ნა	52						
6	მდ. რიონი. ქუთაისის შესასვლელი	58					4.6	
7	მდ. რიონი. ნაგავსაყრელთან, ლექი	455		26	28	5.7		16
8	მდ. რიონის ლექი – გუმათთან	572		28	39	30	18	19
9	სათაფლიდან 2 კმ-ზე მცირე ღელე	77		6.2				34
10	მდ. წყალწითელა, ახალ ხიდთან	53					3.1	
11	მდ. წყალწითელა-ლექი	569	7.4	10	36	16		17
12	ყოფილ ლითოფონის ქარხნის სალექარები, მშრალ ხიდთან	84		6.7			2.3	24
13	მდ. ოღასკურა	116		4.7				
14	სასმელი წყალი (სოფ. ქვიტირი)	40						

როგორც 4.12. ცხრილიდან ჩანს, ქუთაისის ზონის მდინარეებში ყველაზე მეტი რაოდენობით აღმოჩნდა კალიუმის იზოტოპი (^{40}K).

^{40}K -ის შემცველობა, ზოგადად, მდინარის წყლებში უმნიშვნელოა და წყლის ჰიგიენური შეფასებისას მხედველობაში არ მიიღება [140], თუმცა ^{40}K -ის გადასვლა ადვილად ხდება წყლიდან მცენარეში, შემდგომ კი საკვებიდან ადამიანის ორგანიზმში, რადგანაც ^{40}K არის სისხლში სწრაფი გადასვლის ტიპის რადიონუკლიდი.



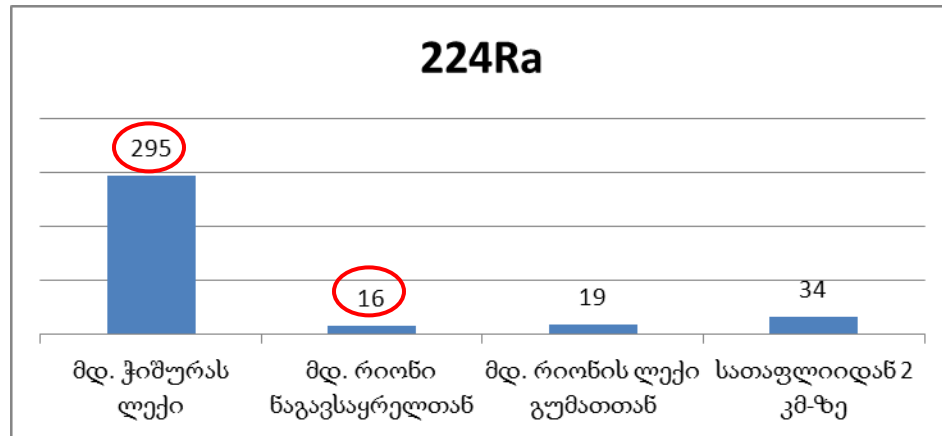
დიაგრამა 4.12. ^{40}K -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის მდინარეებში (ბეკ/ლ)

დიაგრამა 4.12-დან გამომდინარე, ქუთაისის ზონის მდინარეებში ^{40}K -ის მაქსიმალური შემცველობა (652 ბეკ/ლ) დაფიქსირდა მდ. ჭიშურას ლექში, ხოლო მინიმალური შემცველობა (52 ბეკ/ლ) დაფიქსირდა მდ. როინში, ლითოფონის ქარხანასთან.

ჩვენ მიერ აღებული იქნა კვიტირის ტერიტორიაზე სასმელი წყლის ანალიზი და, როგორც ცხრილი 4.12-დან ჩანს, ^{40}K -ის ხვედრითი აქტივობის სიდიდე დაფიქსირდა

48 ბეკ/ლ, რაც რადიაციული უსაფრთხოების ნორმით (რუნ-2000-თბილისი-ჯანდაცვის სამინისტრო) საქართველოში დადგენილ მაჩვენებელზე (22 ბეკ/კგ) 2-ჯერ მეტია.

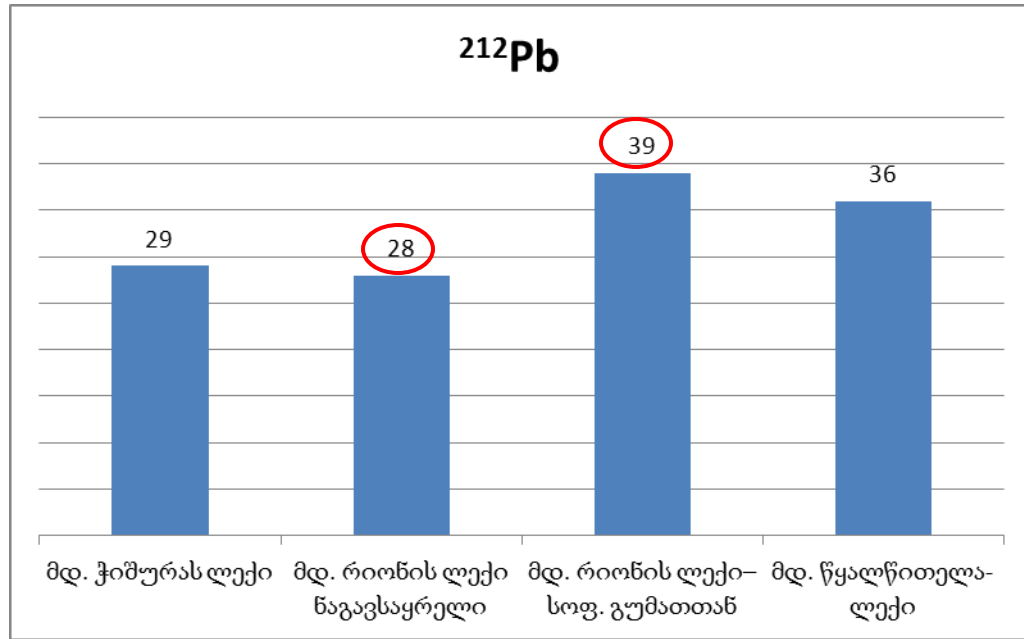
მდინარეების წყლის რადიოაქტიურობა ძირითად განპირობებულია ^{226}Ra -ის შემცველობით. ჰიდროსფეროში მისი დასაშვები ნორმა არის 0.1 - 2.7 ბეკ/ლ (ვ. ფ. კოზლოვი. რადიაციული უსაფრთხოების ცნობარი. მოსკოვი.1991 წ.).



დიაგრამა 4.13. ^{224}Ra -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის მდინარეებში (ბეკ/ლ)

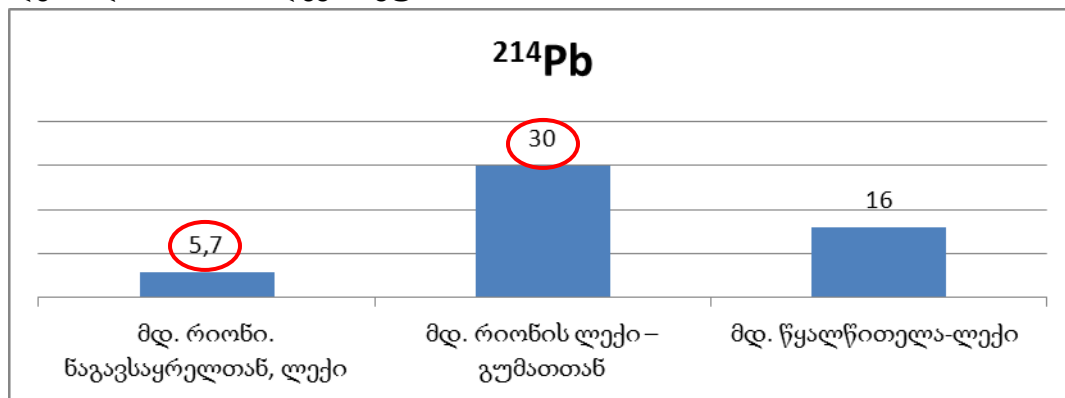
დიაგრამა 4.13-დან თვალნათლივ ჩანს, რომ ^{224}Ra - იზოტოპის შემცველობა მაქსიმალურ ოდენობას (295 ბეკ/ლ) აღწევს მდ. ჭიჭურას ლეჩხი, მინიმალურს კი (16 ბეკ/კგ) - ნაგავსაყრელთან, მდ. რიონის ლეჩხი (16 ბეკ/ლ).

მდინარეთა კვლევის დროს დაფიქსირდა აგრეთვე ტყვიის იზოტოპები ^{212}Pb და ^{214}Pb . ძირითადი ავტორიტეტის მიმდებარე წერტილებში ტყვიის იზოტოპების არსებობა მიუთითებს იმაზე, რომ მდინარეთა წყლები საკმაოდ დაბინძურებული აღნიშნული რადიონუკლიდებით, რაც იძლევა იმის საფუძველს, რომ გაკეთდეს დასკვნა: იგი გამოწვეულია ავტომობილების გამონაბოლქვი აირების შედეგად.



დიაგრამა 4.14. ²¹²Pb -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის მდინარეებში (ბეკ/ლ)

როგორც 4.14. დიაგრამიდან ჩანს, აღებულ ნიმუშებში ²¹²Pb-ის შემცველობა უმნიშვნელოდ იცვლება 28 ბეკ/ლ-დან (მდ. როინის ლექი, ნაგავსაყრელთან) 39 ბეკ/ლ-მდე (მდ. როინის ლექი, გუმათთან).

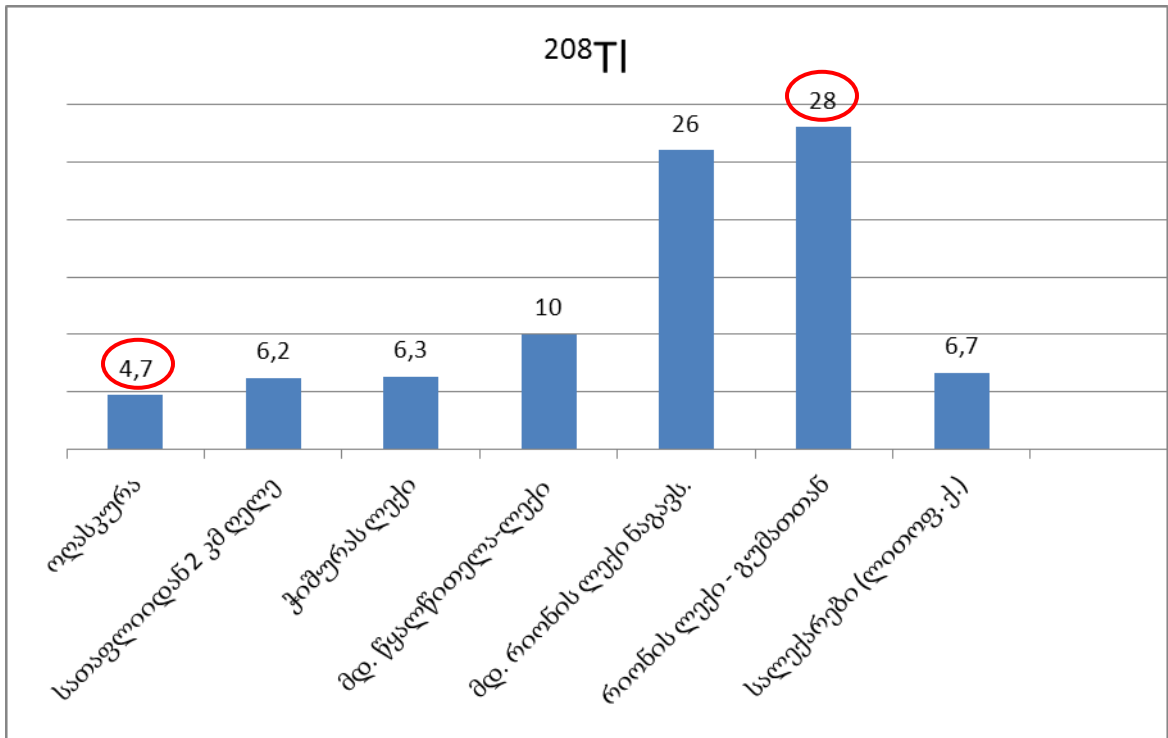


დიაგრამა 4.15. ²¹⁴Pb -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის მდინარეებში (ბეკ/ლ)

²¹⁴Pb-ის იზოტოპის მინიმალური შემცველობა დაფიქსირდა ნაგავსაყრელთან, მდ. როინის ლექში (5.7 ბეკ/ლ), ხოლო მაქსიმალური შემცველობა მდ. როინის ლექში, გუმათთან (30 ბეკ/ლ). ტყვის იზოტოპები ბუნებრივი რადიონუკლიდების

გარდაქმნის შედეგია და მისი ^{210}Pb -მდე გარდაქმნის შენმთვევაში ხდება უვნებელი ანუ არარადიოაქტიური.

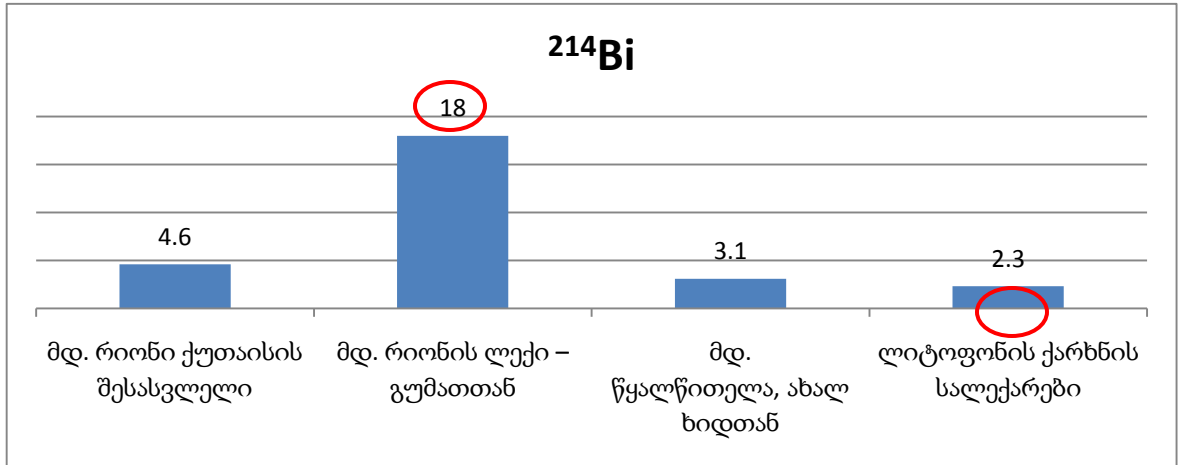
ქუთაისის ზონის მდინარეებში გაზომილ იქნა აგრეთვე თალიუმის იზოტოპი ^{208}Tl .



დიაგრამა 4.16. ^{208}Tl -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის მდინარეებში (ბეკ/ლ)

როგორც 4.16. დიაგრამიდან ჩანს, თალიუმის იზოტოპის ^{208}Tl შემცველობა აღებულ ანალიზებში მერყეობს 4,7 ბეკ/ლ-დან (მდ. ოდსკურა - ბუხაიდის ქუჩის დასაწყისში) 28 ბეკ/ლ-მდე (მდ. რიონის ლევი, სოფ. გუმათთან).

კვლევის დროს დაფიქსირებულ იქნა ^{214}Bi -ის შემცველობა რამდენიმე წერტილში.



დიაგრამა 4.17. ^{214}Bi -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის მდინარეებში (ბეკ/ლ)

როგორც 4.17. დიაგრამიდან ჩანს, ^{214}Bi -ის მინიმალური შემცველობა დაფიქსირდა მშრალ ხიდთან - ლითოვონის ქარხნის სალექარებში, (2,3 ბეკ/ლ), ხოლო მაქსიმალური შემცველობა მდ. რიონის ლექში, სოფ. გუმათთან (18 ბეკ/ლ).

რაც შეეხება ხელოვნურ რადიონუკლიდებს, ცეზიუმ-137 დაფიქსირდა ორ ადგილზე, მდ. ჭიშურას ლექში 3,45 ბეკ/ლ ოდენობითა და მდ. წყალწითელას ლექში - 7,4 ბეკ/ლ ოდენობით.

ამრიგად, ქუთაისის ზონის მდინარეებში განსაზღვრული რადიონუკლიდების შემცველობა ძირითადად არ აღემატება ნორმას, თუმცა ყველა გამოკვლეული რადიონუკლიდის შემცველობა გაცილებით მაღალია მდინარეთა ლექში, ვიდრე მდინარის წყალში.

4.3. რადიონუკლიდების შემცველობა ქუთაისის ზონის მცენარეებში

მცენარეთა ფუნქციონირება დამოკიდებულია გარემო პირობების ფაქტორებზე და გენეტიკურად განსაზღვრული ფიზიოლოგიური პროცესების ურთიერთქმედებაზე. ბუნებრივ პირობებში მაიონებელმა გამოსხივებამ, როგორც მცენარეული საფარის ერთ-ერთი ძირითადი დამთრგუნველ ფაქტორი, ფართომასშტაბიანი ეკოლოგიური გამოკვლევების ჩატარების შესაძლებლობას იძლევა.

რადიობიოლოგიური კვლევების უმრავლესობა მცენარეულ ორგანიზმებზეა განხორციელებული. ეს იმით არის განპირობებული, რომ მცენარეს ახასიათებს მთელი რიგი უნიკალური თვისებებისა, რაც მისი მოდელად გამოყენების საშუალებას იძლევა. მრავალწლიანი დაკვირვებების შედეგად შესაძლებელია დადგინდეს, რომ საკვლევ ობიექტებზე, რომლებიც დიდი რაოდენობით შეიცავენ რადიოაქტიურ იზოტოპებს, რადიოაქტიური ელემენტების მაღალი კონცენტრაცია განაპირობებს ცვლილებათა რიგს, რომლებიც ვლინდებიან მცენარეებში ზრდის დათრგუნვით, მორფოლოგიური ცვლილებების გამოჩენითა და დაბერების პროცესის დაჩქარებით.

მნიშვნელოვანი ხდება ისეთი მოვლენების შესწავლა, რომლებიც მცენარეში მიმდინარე პროცესების რეგულირების საშუალებას იძლევიან. რენტგენული გამოსხივებისა და რადიოაქტივობის მოვლენის აღმოჩენიდან მოკლე დროში გაჩნდა შედეგები მცენარეებზე გამოსხივების ზემოქმედების კვლევების შესახებ.

დაგროვილ იქნა დიდი ფაქტობრივი მასალა, რომელიც ადასტურებს ყველა დონეზე მყოფი დასხივებული მცენარეული ორგანიზმების – დაწყებული სუბმოლეკულური დონიდან, დამთავრებული მთლიანი ორგანიზმის დონით - საპასუხო რეაქციების უაღრესად დიდ მრავალფეროვნებას; შეიმჩნევა მცენარის ზრდა-განვითარების როგორც გაძლიერება, ისე დათრგუნვა; აგრეთვე სხადასხვა ანატომიურ-მორფოლოგიური ცვლილებები და ფიზიოლოგიურ-ბიოქიმიური დარღვევები. ბუნებრივია, პრაქტიკულად ღირებული ხერხის დამუშავება შეუძლებელია აღნიშნული

ხერხის მეცნიერული საფუძვლების შესწავლის გარეშე.

ნიადაგში მოხვედრილი რადიონუკლიდების შემდგომი მიგრაციისათვის და მათი ბიოლოგიურ ციკლში ჩართვისათვის ნიადაგების მიერ შთანთქმის პროცესს ორმაგი მნიშვნელობა აქვს. ერთის მხრივ, ნიადაგების მიერ სორბცია (შთანთქმა), როგორც წესი, ამცირებს რადიონუკლიდების შეღწევას მცენარეებში; მეორეს მხრივ, ნიადაგის ზედა ფენებში (ე.ი. მცენარეთა ფესვების ყველაზე მეტად გავრცელების ფენაში) სორბირებული რადიონუკლიდების აკუმულაცია ამაღლებს მათ მისაწვდომობას მცენარეებში, და, მამასადამე, ხელს უწყობენ მომავალში რადიონუკლიდების მეტ დაგროვებას, ვიდრე მათი თავისუფალი გადანაცვლებისას უფრო ღრმა ჰორიზონტებში. ნივთიერებათა მიმოცვლის ციკლში აქტიური ჩართვით რადიონუკლიდები წარმოჩინდებიან, როგორც მცენარეულ საფარზე მოქმედი ძირითადი ანთროპოგენური ფაქტორები [52].

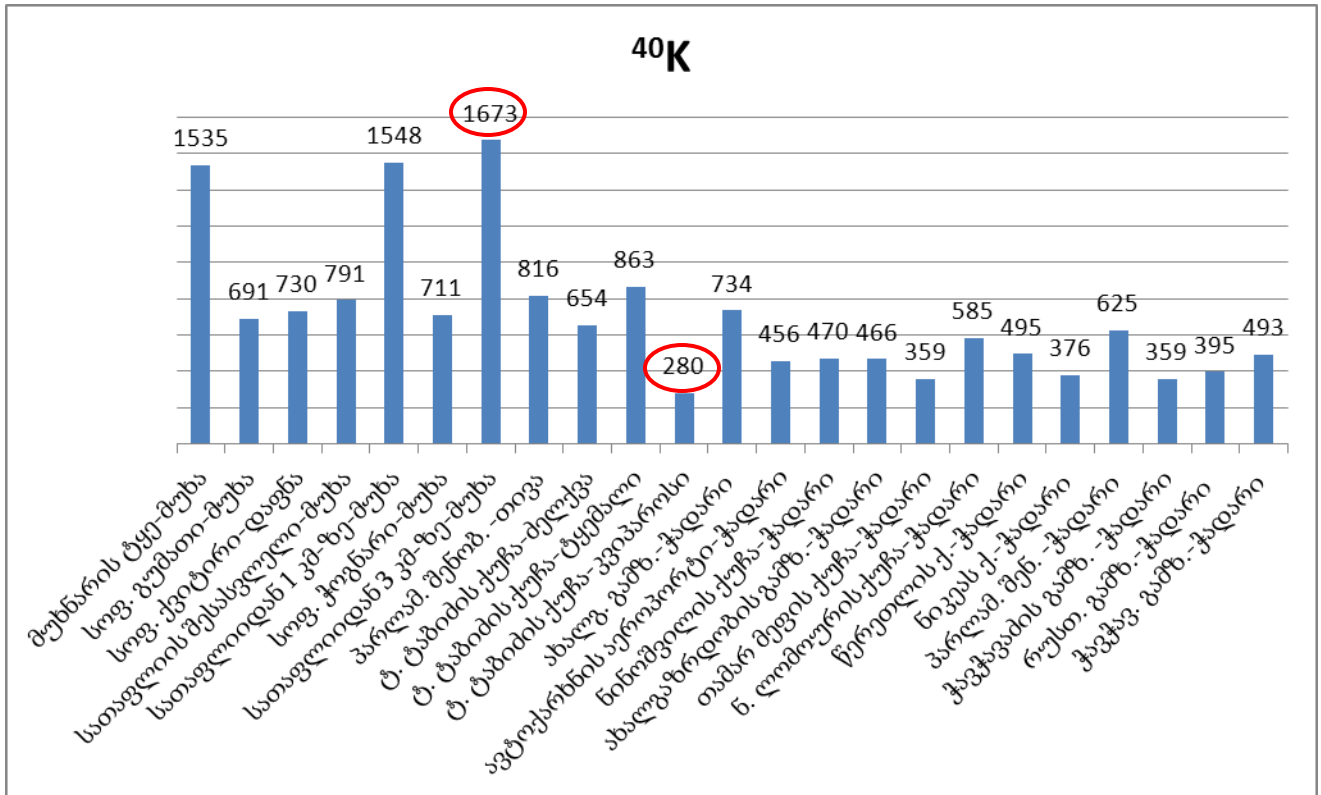
ქ. ქუთაისსა და მის მიმდებარე ლანდშაფტებში არსებულ მცენარეებში რადიონუკლიდების შემცველობის განსაზღვრისათვის კვლევა ჩატარდა ქუთაისში ყველაზე მეტად გავრცელებულ მცენარეებზე - მუხაზე და ჭადარზე, ასევე დაფნაზე, ძელქვაზე, ტყემალზე და წიწვოვნებიდან – კვიპაროზზე. აღნიშნულ მცენარეთა ფოთლების საანალიზო ნიმუშების კვლევის შედეგები წარმოდგენილია 4.14. ცხრილში:

ცხრილი 4.14.

რადიონუკლიდების შემცველობა ქუთაისის ზონის მცენარეთა ფოთლებში (ბეკ/კგ)

№	ნიმუშის ტიპი, ნიმუშის ადების ადგილი	რ ა დ ი ო ნ უ კ ლ ი დ ე ბ ი (ბეკ/კგ)								
		⁷ Be	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²⁰⁸ Tl	²¹² Pb	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²²⁴ Ra	²²⁶ Ra
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	მუხა (მუხნარის ტყე)		1673	19	27		55	78		
2	მუხა (სოფ. გუმათის შესასვლელი)		691				18			
3	ქვიტირი-დაფნა		730							

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
4	მუხა (სოფ. ჭოგნარის გადასახვევი)		711	5.4						21
4	მუხა (სათაფლიის ნაკრძალის შესასვლელი)		791							
5	მუხა (სათაფლიის ნაკრძალიდან 1 კმ-ზე)		1548							61
8	მუხა (სათაფლიის ნაკრძალიდან 3კმ-ზე)		1535	5.3						
9	თივა (ავტოქარხნის ქ.)		816					31		
10	ძელქვა - (ტ. ტაბიძის ქ.)		654					15		
11	ტყემალი - (ტ. ტაბიძის ქუჩა)		863			18				
12	კვიპაროზი- (ტ. ტაბიძის ქ.)	22	280							
13	ჭადარი (ახალგაზრდობის გ.)	33	734			26			128	
14	ჭადარი (ავტოქარხნის აეროპორტი)		456							
15	ჭადარი (ნინოშვილის ქუჩა)		470					5.4		
17	ჭადარი (თამარ მეფის ქუჩა)		359							
18	ჭადარი (ნ. ლომოურის ქუჩა)		585					7.5		
19	ჭადარი (წერეთლის ქ.)		495							
20	ჭადარი (ნიკეას ქ.)		376							
22	ჭადარი (საქართველოს პარლამენტის შენობასთან)		625							
23	ჭადარი ჭავჭავაძის გამზირი (მოსწ-ახალგაზრდ.პარკი)		359			9.1			69	
24	ჭადარი - (რუსთაველის გ.)		395							



დიაგრამა 4.18. ⁴⁰K-ის შემცველობა ქუთაისის ზონის მცენარეებში

როგორც მონაცემებიდან ჩანს ⁴⁰K-ის საერთო შემცველობის მიხედვით ყველაზე მეტი რაოდენობა აღინიშნება სათაფლის ნაკრძალიდან (სამხრეთ-დასავლეთით) 1 და 3 კმ-ის დაშორებულ მუხის ფოთოლში (შესაბამისად 1548 ბეკ/კგ და 1673 ბეკ/კგ) და მუხნარის ტყეში (1535 ბეკ/კგ). ხოლო ⁴⁰K-ის მინიმალური რაოდენობა დაფიქსირდა მარადმწვანე კვიპაროზში (ტ. ტაბიძის ქუჩა) – 280 ბეკ/კგ.

აღსანიშნავია, რომ ნიადაგისა და მცენარეთა ანალიზების შედეგებისას გამოვლინდა კოლერაციული დამოკიდებულება ნიადაგსა და მუხის ფოთლებში არსებულ ⁴⁰K-ის შემცველობებს შორის, კერძოდ, ყველა ჩატარებული ექსპედიციის შედეგებიდან ⁴⁰K-ის მაქსიმალური შემცველობა დაფიქსირდა სათაფლიის ნაკრძალიდან 3 კმ-ის დაშორებით არსებულ ნიადაგში (0-5 სმ სიღრმეზე 1702 ბეკ/კგ და 5-20 სმ სიღრმეზე - 2020 ბეკ/კგ), ასევე მცენარეთა აღებული ყველა ანალიზის შედეგებიდან ⁴⁰K-ის მაქსიმალური შემცველობა დაფიქსირდა სათაფლიის ნაკრძალიდან 3 კმ-ის დაშორებით არსებულ

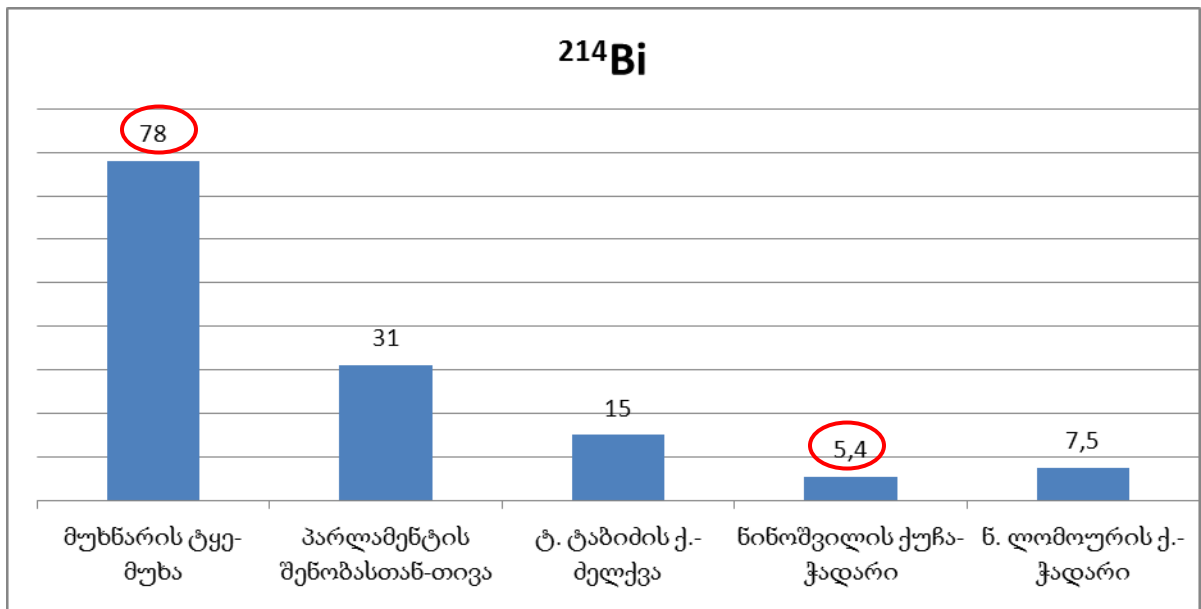
მუხის ფოთლებში.

ნიადაგიდან მცენარეში ^{40}K -ის გადასვლის კოეფიციენტის გაანგარიშებისას ჩანს, რომ ის საკმაოდ მაღალია და ტოლია $1673/1702=0,98$ (0-5 სმ სიღრმეზე ნიადაგი) და $1673/2020=0,83$ (5-20 სმ სიღრმეზე ნიადაგი). აქედან გამომდინარე, შეძლება დავასკვნათ, რომ სათაფლის ნაკრძალის მიმდებარე ტერიტორიაზე ადგილი აქვს კოლერაციულ კავშირს ნიადაგსა და მუხის ფოთლებში ^{40}K -ის შემცველობებს შორის.

მცენარეთა ალებულ ნიმუშებში ასევე დაფიქსირდა ^{224}Ra , ჭადარში ახალგაზრდობის გამზირზე (128 ბეკ/კგ) და ჭავჭავაძის გამზირზე (მოსწავლე-ახალგაზრდობის პარკი) - 69 ბეკ/კგ.

აღსანიშნავია აგრეთვე, რომ სათაფლის ნაკრძალიდან (სამხრეთ-დასავლეთით) 1 კმ-ზე, მუხის ფოთლებში დაფიქსირდა ^{226}Ra 61 ბეკ/კგ, ხოლო ჭოგნარში, მუხის ფოთლებში 21 ბეკ/კგ.

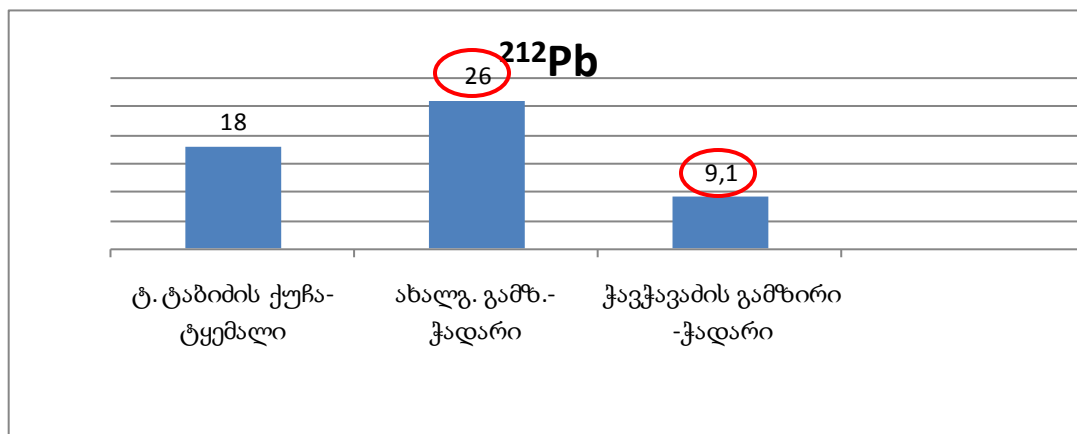
მცენარეთა საანალიზო ნიმუშებში გარკვეული რაოდენობით დაფიქსირდა ასევე ბისმუტის იზოტოპი-214.



დიაგრამა 4.19. ^{214}Bi -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის მცენარეებში

როგორც 4.19. დიაგრამიდან ჩანს, ^{214}Bi -ის მინიმალური ოდენობა იყო 5,4 ბეკ/კგ ჭადარში ნინოშვილის ქუჩაზე, ხოლო მაქსიმალური ოდენობა - მუხნარის ტყეში მუხის ფოთოლში 78 ბეკ/კგ.

მცენარეთა აღებულ ნიმუშებში ასევე აღმოჩენილი იქნა ^{212}Pb -ისა და ^{214}Pb -ის იზოტოპები.

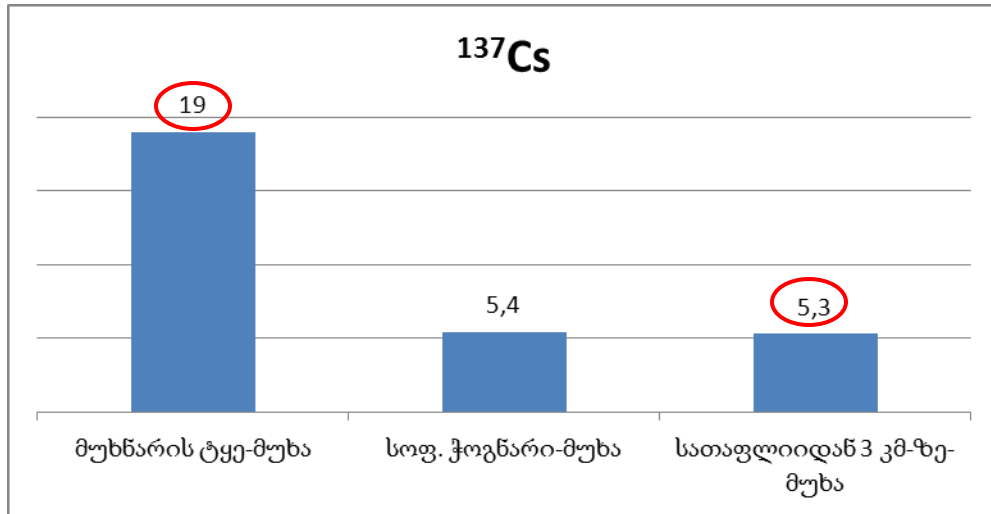


დიაგრამა 4.20. ^{212}Pb -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის მცენარეებში

როგორც 4.20. დიაგრამიდან ჩანს, ^{212}Pb აღმოჩნდა ჭადარში (ჭავჭავაძის გამზირზე) -9,1 ბეკ/კგ ტყემალში - (ტ. ტაბიძის ქუჩაზე) -18 ბეკ/კგ, ჭადარში (ახალგაზრდობის გამზირზე) -26 ბეკ/კგ, ხოლო ^{214}Pb დაფიქსირდა ორ ადგილზე - მუხნარის ტყეში (55 ბეკ/კგ) და სოგ. გუმათის შესასვლელში (18 ბეკ/კგ).

აღებული საანალიზო ნიმუშებიდან მხოლოდ ერთ ადგილზე - მუხნარის ტყეში მუხის ფოთოლში დაფიქსირდა თალიუმ-208-ის იზოტოპი რაოდენობით 27 ბეკ/კგ.

ხელოვნური რადიონუკლიდებიდან რამდენიმე აღებულ ნიმუშში დაფიქსირდა ^{137}Cs .



დიაგრამა 4.21. ^{137}Cs -ის შემცველობა ქუთაისის ზონის მცენარეებში

როგორც 4.21. დიაგრამიდან ჩანს, ცეზიუმ-137-ის შედარებით მცირე მოცულობითი აქტივობა დაფიქსირდა მუხის ფოთოლში - სათაფლიის ნაკრძალიდან 3კმ-ზე (5,3 ბეკ/კგ) და მუხის ფოთოლში - სოფ. ჭოგნარის გადასახვევთან (5,4 ბეკ/კგ), შედარებით მაღალი - მუხის ფოთოლში მუხნარის ტყეში (19 ბეკ/კგ).

მცენარეთა კვლევის დროს დაფიქსირდა რადიონუკლიდის ბერილიუმ-7-ის იზოტოპის გარკვეული რაოდენობა ტაბიძის ქუჩაზე წიწვოვანი მცენარის - კვიპაროზის ანალიზში (22 ბეკ/კგ) და ჭავჭავაძის გამზირზე ჭადრის ანალიზში (33 ბეკ/კგ), ^7Be არის ^{14}N ის გარდაქმნის პროდუქტი, ჭექა-ქუხილის დროს ელექტული განმუხტვის შედეგად წარმოქმნილი ანუ ბერილიუმ-7-ის მცენარეში აკუმულირება შეიძლება დაუკავშირდეს გარემო ფაქტორებს [4].

საერთოდ, უნდა აღინიშნოს, რომ ქუთაისის ზონაში მცენარეთა ფოთლებში რადიონუკლიდების შემცველობა ძირითადად არ აღემატება დასაშვებ ნორმას, სწორი რადიოეკოლოგიური ღონისძიებების გატარებით შესაძლებელია მდგომარეობის დღევანდელ დონეზე შენარჩუნება და მომავალში მისი თანდათანობით გაუმჯობესება.

**თავი 5. ქალაქ ქუთაისში ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების
სამხედრო ნაწილების დისლოკაციის ადგილების
რადიოეკოლოგიური შეფასება**

მეცნიერულ-ტექნიკურმა რევოლუციამ, მრეწველობის სწრაფმა განვითარებამ, მეცნიერებისა და ტექნიკის დარგში ახალ-ახალმა აღმოჩენებმა, ხელი შეუწყო ძლიერი მასობრივი განადგურების იარაღების შექმნას.

ის ფაქტი, რომ დღეისათვის ამა თუ იმ სახელმწიფოს არსენალში დაგროვილია იარაღის დიდი მარაგი, რაც პოტენციურად საფრთხეს უქმნის კაცობრიობის არსებობას, გადაუდებელ ამოცანად აქცევს არსებული მარაგის ლიკვიდაციასა და ამგვარი იარაღების წარმოების შეწყვეტას. განიარაღების იდეა ფიქსირებულია გაეროს წესდებაში, რომლის მიხედვით, განიარაღების პრინციპის იურიდიული შინაარსი მდგომარეობს იმაში, რომ სახელმწიფოები და თვით ეს ორგანიზაცია ვალდებული არიან შეიმუშაონ განიარაღების პრაქტიკული განხორციელების ღონისძიებანი. თანამედროვე პირობებში ძირითადი მოთხოვნაა სახელმწიფოებმა დადონ სპეციალური შეთანხმება განიარაღების შესახებ, როგორც მშვიდობის განმტკიცებისათვის აუცილებელი პირობა.

სსრკ-ს დაშლისა და საქართველოს დამოუკიდებლობის დეკლარაციის გამოცხადების შემდეგ, რუსეთის შეიარაღებული ძალები გაყვანილ იქნა საქართველოდან. ზოგიერთ სამხედრო ბაზაში განთავსებული იყო საბჭოთა კავშირის დაშლის შემდეგ რუსეთის შეიარაღებული ძალების მიერ მიტოვებული სხვადასხვა დანიშნულებისა და სახეობის მართვადი და უმართავი რაკეტები, რომლებიც ქმნიდნენ ძლიერი აფეთქებისა და ხანძრის საშიშროებას, რადგან მათი უმეტესობა ინახებოდა სათანადო მოთხოვნებთან შეუსაბამო პირობებში. მათი ტექნიკური მდგომარეობა უკანასკნელად შემოწმდა 1988 წელს. შემდგომში სპეციალისტების, ხელსაწყო-დანადგარების, ფინანსებისა და სხვათა დეფიციტის გამო, ვერ უტარებოდათ აუცილებელი პერიოდული ტექნიკური დათვალიერება და მომსახურება.

საქართველოში ყოფილი საბჭოთა კავშირის სამხედრო ბაზებისა და ნაწილების ტერიტორიების რადიოაქტიური ნივთიერებებით დაბინძურებისა და სხვადასხვა

სამრეწველო საწარმოების ტერიტორიებზე გამოუყენებელი რადიოაქტიური ნივთიერებების არსებობის გამო მაიონებელი გამოსხივების საკითხი დღემდე ძალზე პრობლემატურია. 1996 წლიდან 2005 წლამდე აღმოჩენილი და გაუვნებელყოფილი იქნა 282 ერთეული რადიოაქტიური წყარო (ეროვნული მოხსენება საქართველოს მოსახლეობის ჯანმრთელობის შესახებ, 2007.) [41].

უკანასკნელ წლებში უკონტროლო რადიოაქტიური წყაროების გამოვლენის რიცხვი შემცირდა, მაგრამ გარემოში გაბნეული ასეთი წყაროების გამოვლენის შემთხვევები კვლავ ფიქსირდება. საქართველოს ეროვნული უსაფრთხოების კონცეფციაში, ეკოლოგიური უსაფრთხოების პოლიტიკის ერთ-ერთ პრიორიტეტად მიჩნეულია საქართველოს ტერიტორიის გაწმენდა რადიოაქტიური ნარჩენებისაგან [39] [40].

ბუნებრივი პროცესებისა და ადამიანის საქმიანობის შედეგად წარმოქმნილ კრიზისებს შეუძლია საფრთხე შეუქმნას საქართველოს ბუნებრივ გარემოს, მის ბიომრავალფეროვნებას და მოქალაქეების კეთილდღეობას [119].

რადგან ლიტერატურული მონაცემები აჩვენებდა, რომ შეიარაღებული ძალების დისლოკაციის ადგილებში შეიძლებოდა ყოფილიყო რადიონუკლიდური დაბინძურება, ამ მონაცემების დამოწმებით მოხდა ქუთაისის ზონაში განლაგებული საბჭოთა შეიარაღებული ძალების დისლოკაციის ადგილების მოძიება და კვლევის ჩატარება. ქ. ქუთაისის ტერიტორიაზე ასეთი 14 ადგილი არსებობს (იხ.დანართი №4).

დაიგეგმა მორიგი ექსპედიცია, წარმოდგენილ ნუსხას დაემატა ავტოქარხნის აეროპორტი, 31-ე არმიის შტაბის (ტ. ტაბიძის ქუჩა) ტერიტორიაზე ორ ადგილზე აღებულ იქნა საანალიზო მასალები (რადგან ახალი კორპუსის მშენებლობის გამო ამ ადგილის გარკვეული ტერიტორია ახალი მიწის ფენით არის დაფარული). თექვსმეტივე წერტილში აღებულ იქნა ნიადაგისა და მცენარეთა ფოთლების საანალიზო ნიმუშები.

კვლევის შედეგები მოცემულია ცხრილში №5.1.

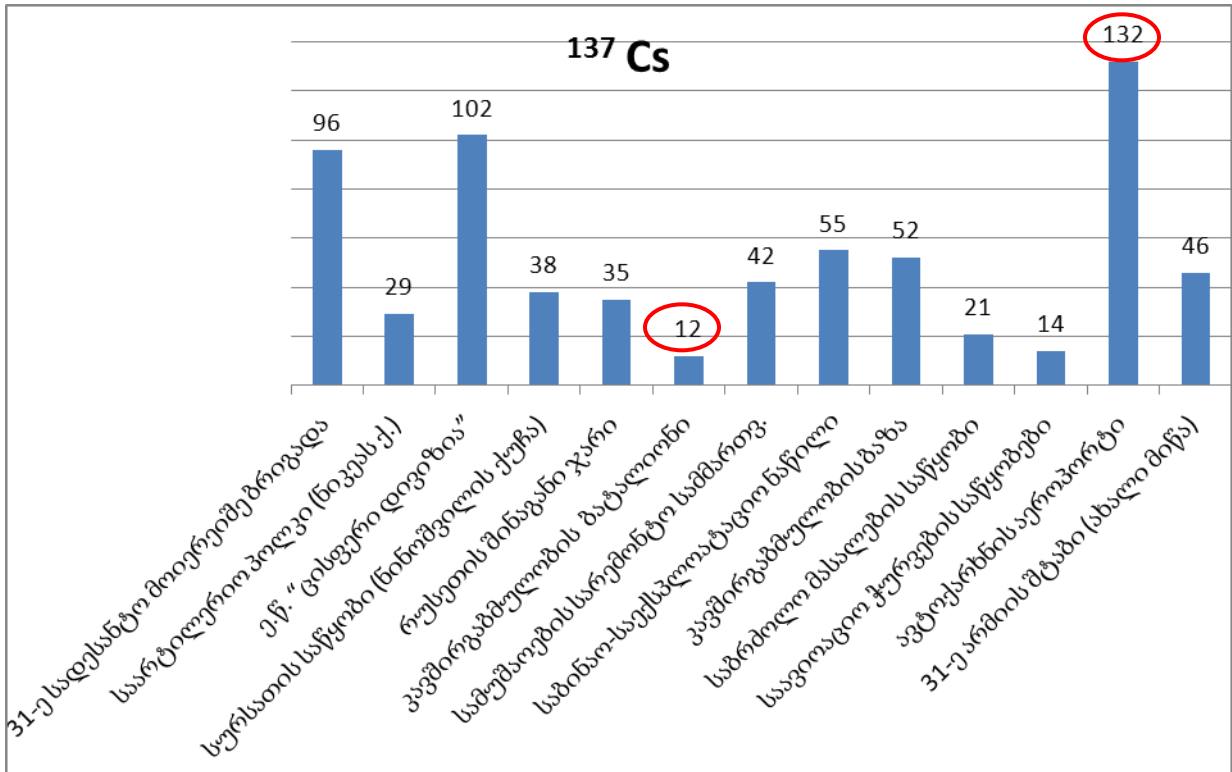
ქალაქ ქუთაისში ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების დისლოკაციის ადგილების ნიადაგებში (0.5 სმ სიღრმე) რადიონუკლიდების შემცველობა (ბეკ/კგ)

ნიმუშის ადგილის ადგილი		რ ა დ ი ო ნ უ კ ლ ი დ ე ბ ი (ბეკ/კგ)											
		⁷ Be	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²⁰⁸ Tl	²¹² Pb	²¹² Bi	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²²⁴ Ra	²²⁶ Ra	²²⁸ Ac	²³⁵ U
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1	31-ე სადესანტო მოიერეიშე ბრიგადა		361	96	17	26	26			286		66	
2	ცალკეული სარტილერიო პოლკი (ნიკეას ქ.)		429	29	15	24	24	11	16	264	16	61	
3	რუსეთის თავდაცვის სამინისტროს კადრირებული დივიზია, ე.წ. "ცისფერი დივიზია"		359	102	20	32	31			344		79	
4	სურსათის საწყობი (ნინოშვილის ქუჩა)		415	38	19	30	30	10	14	331	14	76	
5	რუსეთის შინაგანი ჯარი (კადეტთა სასწავლო ცენტრი).		334	35	15	23	23	8	11	253	11	58	
6	კავშირგაბმულობის ცალკეული ბატალიონი (ჩეჩელაშვილის ქუჩა)		450	24	12	18	18	5	7	199	6.8	46	
7	ცალკეული სამშენებლო ბატალიონი (პრესის სახლთან)		419	12	15	23	24	11	16	256	16	59	8.9
8	სამხედრო სავაჭრო საწარმო (ნ. ლომოურის ქუჩა)		393		25	40	40	10	14	434	14		9.1
9	31-ე არმიის შტაბი (ტ. ტაბიძის ქუჩა)		394		9.7	29	29	9	13	314	13	40	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
10	სამხედრო სამუშაოების სარემონტო სამმართველო (ჭავჭავაძის ქუჩა, ე.წ. “კეჩი”)		587	42	15	24	24	8	11	260	11	59	
11	საბინაო-საექსპლუატაციო ნაწილი (ბაქოს ქუჩა)		489	55	12	31	31	7	10	258	10	49	8
12	კავშირგაბმულობის ბაზა (თამარ მეფის ქუჩა)		687	52	16	24	24	15	21	266	21	61	
13	საბრძოლო მასალების საწყობი (თერჯოლის რაიონის სოფ. გოდოგანი, ე.წ. “კობი”)		129	21	21	32	32	9	13	353	13	81	
14	საავიაციო ჭურვების საწყობები (ბაღდათის რაიონის სოფ. ვარციხე)		727	14	11	17	17			185		42	5.1
15	ავტოქარხნის აეროპორტი		421	132	16	25	24			266		61	
16	31-ე არმიის შტაბი (ტ. ტაბიძის ქუჩა) (ახალი მიწა)		455	46	17	26	26	11	16	285	16	65	

5.1. ცხრილიდან განსაკუთრებულ ყურადღებას იპყრობს ცეზიუმ-137-ის იზოტოპი.

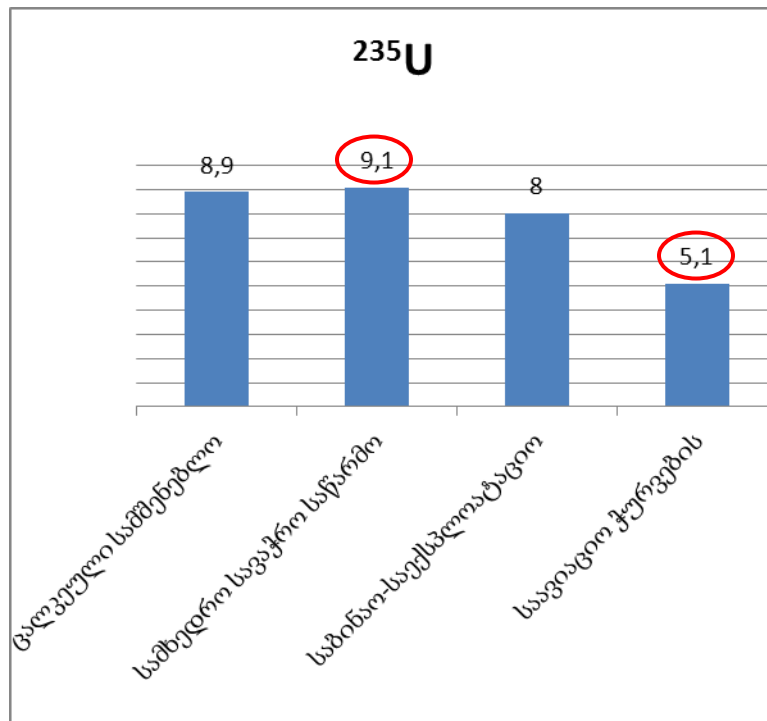
¹³⁷Cs-ხელოვნური რადიონუკლიდია და მისი არსებობა თითქმის ყველა ადგილზე ანალიზში მიაწინებს სწორედ შეიარაღებული ძალების მიერ ამ ტერიტორიების დაბინძურებაზე.



დიაგრამა 5.1. ^{137}Cs -ის შემცველობა ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების ქალაქ ქუთაისში დისლოკაციის ადგილების ნიადაგებში

როგორც 5.1. დიაგრამიდან ჩანს, აღებული ანალიზებიდან ^{137}Cs -ის შემცველობა შემდეგ ადგილებში დაფიქსირდა: რუსთაველის ქუჩაზე-პრესის სახლთან-12 ბეკ/კგ, ბაღდათის რაიონის სოფ. ვარციხეში -14 ბეკ/კგ, თერჯოლის რაიონის სოფ. გოდოგანში, ე.წ. "კობი"- 21 ბეკ/კგ, ჩეჩელაშვილის ქუჩაზე- 24 ბეკ/კგ, ნიკვას ქუჩაზე - 29 ბეკ/კგ, ავტომშენებლის ქუჩაზე (ამჟამად კადეტთა სასწავლო ცენტრი) -35 ბეკ/კგ, ნინოშვილის ქუჩაზე – 38 ბეკ/კგ, ჭავჭავაძის ქუჩაზე, ე.წ. "კეჩი"- 42 ბეკ/კგ, 31-ე არმიის შტაბში (ტ. ტაბიძის ქუჩა, ახალი მიწა) -46, ბეკ/კგ , კავშირგაბმულობის ბაზაზე (თამარ მეფის ქუჩა) 52 ბეკ/კგ, საბინაო-საექსპლოატაციო ნაწილში (ბაქოს ქუჩა №10) – 55 ბეკ/კგ, 31-ე სადესანტო მოიერიშე ბრიგადაში (ახალგაზრდობის გამზ.) – 96 ბეკ/კგ, რუსეთის თავდაცვის სამინისტროს კადრირებული დივიზიაში, ე.წ. "ცისფერი დივიზია" (ყოფ. სატრაქტორო ქარხნის უკანა მიმდებარე ტერიტორია) - 102 ბეკ/კგ, ავტოქარხნის აეროპორტში – 132 ბეკ/კგ.

როგორც 5.1. ცხრილიდან ჩანს, ქ. ქუთაისის ტერიტორიაზე აღმოჩენილი იქნა აგრეთვე ურანის იზოტოპი- ^{235}U , რომელსაც ასევე „იარაღის ურანს“ უწოდებენ. საკვლევ ტერიტორიაზე ჩატარებულ ყველა ექსპედიციას შორის მხოლოდ ამ ექსპედიციის დროს, კერძოდ, ქუთაისში დისლოცირებულ ყოფილი სსრკ შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების ნიადაგებში ^{235}U -ის არსებობა მიუთითებს შეიარაღებული ძალების მიერ ამ ადგილების დაბინძურებაზე,



დიაგრამა 5.2. ^{235}U -ის შემცველობა ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების ქალაქ ქუთაისში დისლოკაციის ადგილების ნიადაგებში

როგორც 5.2. დიაგრამიდან ჩანს, ^{235}U -ის შემცველობა რამდენიმე წერტილში დაფიქსირდა: სამხედრო სავაჭრო საწარმოში (ნ. ლომოურის ქუჩა) - 9,1 ბეკ/კგ, ცალკეული სამშენებლო ბატალიონში (რუსთაველის ქუჩა-პრესის სახლთან) – 8,9 ბეკ/კგ, საბინაო-საექსპლოატაციო ნაწილში (ბაქოს ქუჩა №10) – 8 ბეკ/კგ და საავიაციო ჭურვების საწყობებში (ბაღდათის რაიონის სოფ. ვარციხე) -5,1 ბეკ/კგ.



დიაგრამა 5.3. ^{226}Ra -ის შემცველობა ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების ქალაქ ქუთაისში დისლოკაციის ადგილების ნიადაგებში

5.3. დიაგრამაში წარმოდგენილია რადიონუკლიდის ^{226}Ra -ის შემცველობა შემდეგ წერტილებში: კავშირგაბმულობის ბაზა (თამარ მეფის ქუჩა) – 21 ბეკ/კგ, 31-ე არმიის შტაბი (ტ. ტაბიძის ქუჩა, ახალი მიწა) და ცალკეული საარტილერიო პოლკი (ნიკეას ქ. №19) – 16 ბეკ/კგ, სამხედრო სავაჭრო საწარმო (ნ. ლომოურის ქუჩა) და სურსათის საწყობი (ნინოშვილის ქუჩა მე-8 ჩიხი) – 14 ბეკ/კგ.

^{224}Ra -ის შემცველობის თვალსაზრისით, ჩანს, რომ მისი შემცველობა მნიშვნელოვნად მაღალია წინა ექსპედიციების დროს აღებულ ანალიზებთან

შედარებით, რაც მიანიშნებს ასევე შეიარაღებული ძალების მიერ ამ ტერიტორიების დაბინძურებაზე.

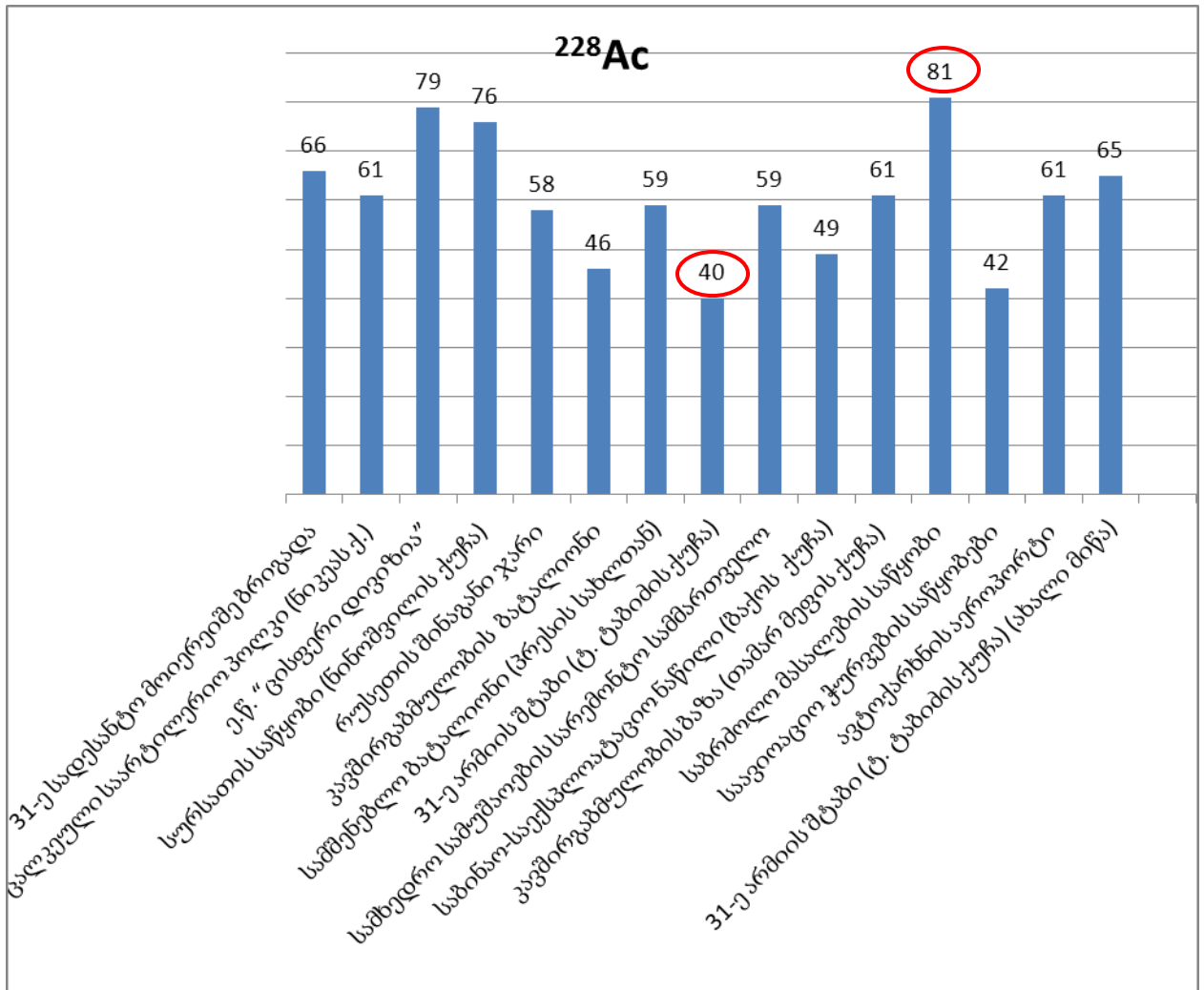


დიაგრამა 5.4. ^{224}Ra -ის შემცველობა ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების ქალაქ ქუთაისში დისლოკაციის ადგილების ნიადაგებში

როგორც 5.4. დიაგრამიდან ჩანს, ^{224}Ra -ის განსაკუთრებით მაღალი მოცულობითი აქტივობები დაფიქსირდა შემდეგ ადგილებში: სამხედრო სავაჭრო საწარმო (ნ. ლომოურის ქუჩა) – 434 ბეკ/კგ, რუსეთის თავდაცვის სამინისტროს კადრირებული დივიზია, ე.წ. “ცისფერი დივიზია” (ყოფ. სატრაქტორო ქარხნის უკანა მიმდებარე ტერიტორია – 344 ბეკ/კგ, 31-ე არმიის შტაბი (ბ. ტაბიძის ქუჩა) – 314 ბეკ/კგ.

ცალკე აღნიშვნის ღირსია, რომ ამ ექსპედიციის დროს აღებული ^{224}Ra -ის ანალიზებიდან 185 ბეკ/კგ-ზე (საავიაციო ჭურვების საწყობები, ბაღდათის რაიონის სოფ. ვარციხე) დაბალი შემცველობა არსად არ დაფიქსირდა.

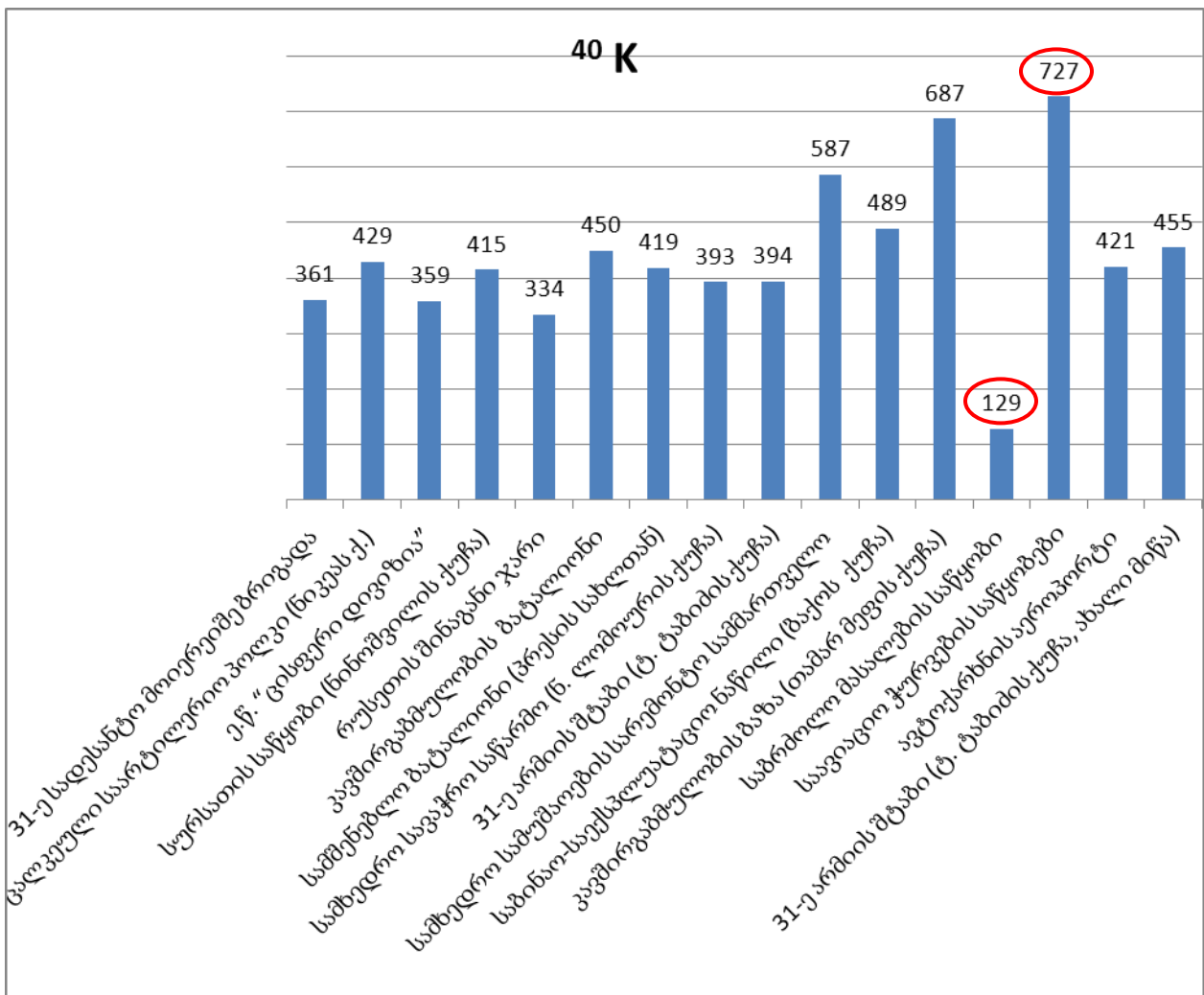
აღნიშნული ექსპედიციის დროს ყველა აღებულ ნიადაგის ანალიზში აღმოჩნდა ^{228}Ac -ის შემცველობა და თან საკმაოდ მაღალი.



დიაგრამა 5.5. ^{228}Ac -ის შემცველობა ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების ქალაქ ქუთაისში დისლოკაციის ადგილების ნიადაგებში

როგორც 5.5. დიაგრამიდან ჩანს, ^{228}Ac -ის განსაკუთრებით მაღალი შემცველობა დაფიქსირდა შემდეგ ადგილებში: საბრძოლო მასალების საწყობი (თერჯოლის რაიონის სოფ. გოდოგანი, ე.წ. “კოხი”) – 81 ბეკ/კგ, რუსეთის თავდაცვის სამინისტროს კადრირებული დივიზია, ე.წ. “ცისფერი დივიზია” (ყოფ. სატრაქტორო ქარხნის უკანა მიმდებარე ტერიტორია) – 79 ბეკ/კგ, სურსათის საწყობი (ნინოშვილის ქუჩა მე-8 ჩიხი) -76 ბეკ/კგ.

აღნიშნული ადგილების ნიადაგებში ყველა აღებულ ნიმუშში დაფიქსირდა ^{40}K .



დიაგრამა 5.6. ^{40}K -ის შემცველობა ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების ქალაქ ქუთაისში დისლოკაციის ადგილების ნიადაგებში

როგორც 5.6. დიაგრამიდან ჩანს, ^{40}K -ის მაქსიმალური შემცველობა დაფიქსირდა საავიაციო ჭურვების საწყობებში (ბაღდათის რაიონის სოფ. ვარციხე) - 727 ბეკ/კგ ხოლო მინიმალური შემცველობა დაფიქსირდა 129 ბეკ/კგ - საბრძოლო მასალების საწყობში (თერჯოლის რაიონის სოფ. გოდოგანი, ე.წ. “კოხი”).

აღნიშნული ექსპედიციის დროს, ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების დისლოკაციის ადგილებში აღებული მცენარეთა ფოთლების ნიმუშების ანალიზის შედეგები მოცემულია ცხრილში №5.2.:

ცხრილი № 5.2.

რადიონუკლიდების შემცველობა ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების ქალაქ ქუთაისში დისლოკაციის ადგილების მცენარეთა ფოთლებში

№	მ ც ე ნ ა რ ე. ნიმუშის აღების ადგილი	^7Be	^{40}K	^{212}Pb	^{214}Bi	^{224}Ra
1	ძელქვა - (31-ე არმიის შტაბი)		654		15	
2	ტყემალი - (31-ე არმიის შტაბი)		863	18		
3	კვიპაროზი - (31-ე არმიის შტაბი)	22	280			
4	ჭადარი - (რუსეთის თავდაცვის სამინისტროს კადრირებული დივიზია)	33	734	26		128
5	ჭადარი- (ავტოქარხნის აეროპორტი)		456			
6	ჭადარი - (სურსათის საწყობი)		470		5.4	
7	ჭადარი - (31-ე სადესანტო მოიერიეზე ბრიგადა)		466			
8	ჭადარი - (სამშენებლო ბატალიონი)		395			
9	ჭადარი - (სამხედრო სავაჭრო საწარმო)		585		7.5	
10	ჭადარი (საავიაციო ჭურვების საწყობები)		480			
11	ჭადარი - (საარტილერიო პოლკი)		376			
12	ჭადარი - (კავშირგაბმულობის ბატალიონი)		472			
13	ჭადარი - (სამხედრო სამუშაოების სარემონტო სამმართველო)		493			
14	ჭადარი - (საბრძოლო მასალების საწყობი)		555			

აღებული მცენარეთა ანალიზებიდან ბისმუტის იზოტოპი-214 დაფიქსირდა ძელქვის ფოთლებში - 31-ე არმიის შტაბში (ტ. ტაბიძის ქუჩა) 15 ბეკ/კგ და ჭადრის ფოთლებში ორ ადგილზე: სურსათის საწყობში (ნინოშვილის ქუჩა მე-8 ჩიხი) 5,4 ბეკ/კგ და სამხედრო-სავაჭრო საწარმოში (ნ. ლომოურის ქუჩა) 7,5 ბეკ/კგ.

მცენარეთა ანალიზების აღებისას აღმოჩენილი იქნა აგრეთვე რადიუმ-224-ის იზოტოპი ჭადრის ფოთლებში, რუსეთის თავდაცვის სამინისტროს კადრირებულ დივიზიაში, ე.წ. “ცისფერი დივიზია” (128 ბეკ/კგ).

აღსანიშნავია, რომ ორ წერტილში დაფიქსირდა ასევე ბერილიუმ-7-ის იზოტოპი: ჭადრისა (რუსეთის თავდაცვის სამინისტროს კადრირებულ დივიზიაში) და კვიპაროზის (31-ე არმიის შტაბში - ტ. ტაბიძის ქუჩა) ფოთლებში, შესაბამისად - 33 ბეკ/კგ და 22 ბეკ/კგ.

როგორც ცხრილი 5.2-დან ჩანს, ასევე ორ ადგილში დაფიქსირდა ^{212}Pb -ის იზოტოპი: 31-ე არმიის შტაბში (ტ. ტაბიძის ქუჩა) – 18 ბეკ/კგ ოდენობით და რუსეთის თავდაცვის სამინისტროს კადრირებული დივიზიაში, ე.წ. “ცისფერი დივიზია”, 26 ბეკ/კგ ოდენობით.

ამრიგად, აღნიშნულ ადგილებში ჩატარებული კვლევა იძლევა იმის შესაძლებლობას, რომ დავასკვნათ, აღმოჩენილი ^{137}Cs -ისა და ^{235}U -ის მაღალი მაჩვენებლები მიუთითებს შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნარჩენების ზემოქმედებაზე.

ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების ქალაქ ქუთაისში დისლოკაციის ადგილების ნიადაგებში რადიონუკლიდების შემცველობა (0-5 სმ სიღრმე) განთავსებულ იქნა №2 რუკაზე (ნიმუშის აღების ადგილის ნომერი 5.1 ცხრილსა და №2 რუკაზე ემთხვევა ერთმანეთს).

თავი 6. გრუნტის წყლებში რადიონუკლიდების მიგრაციის მათემატიკური მოდელირება

6.1. ამოცანის დასმა

რადიონუკლიდებით ლანდშაფტების დაბინძურება ხშირად დაკავშირებულია გრუნტის წყლებში რადიონუკლიდების მიგრაციასთან. ამდენად გრუნტის წყლების დინების და ამ წყლებთან ერთად რადიონუკლიდების გადაადგილების ანალიზი წარმოადგენს ეკოლოგიური პრობლემების გადაჭრის მნიშვნელოვან ასპექტს.

სასმელი წყლით მოსახლეობის მომარაგება ძალიან ხშირად გრუნტის წყლების საშუალებით ხდება, კერძოდ, ქუთაისში. ამიტომ გრუნტის წყლების დინების და ასევე გრუნტის წყლებთან მინარევების გადაადგილების ანალიზი, წარმოადგენს რეგიონული დაგეგმვის მნიშვნელოვან ასპექტს.

ერთ-ერთი ეფექტური მეთოდს კი წარმოადგენს მათემატიკური მოდელირების მეთოდი, რომელიც სხვა მეთოდებისგან განსხვავდება თავისი უნივერსალურობითა და მოქნილობით. მძლავრი კომპიუტერული ტექნიკის არსებობამ განაპირობა მათემატიკური მოდელირების ფართო გამოყენება.

კარგად არის ცნობილი სიმძნელები, რომლებიც დაკავშირებულია მიწისქვეშა წყლების მიგრაციის თეორიის კონკრეტული პრაქტიკული ამოცანების დასმასა და ამოხსნასთან [107], [117], [130], [139]. ეს სიმძნელები, პირველ რიგში, ეხება ემპირიული მასალის არსებობის აუცილებლობას, რის გარეშე რეალური მოვლენის ადეკვატური მათემატიკური მოდელის შექმნა შეუძლებელია. მიწისქვეშა წყლების მიერ ნივთიერებების გადატანა ძირითადად განპირობებულია კონვექციითა და დიფუზია-ჰიდროდისპერსიით, რასაც ემატება მიწისქვეშა წყლებსა და მყარ ქანებს შორის ურთიერთქმედების ისეთი ფიზიკო-ქიმიური პროცესები, როგორცაა სორბცია, გახსნა, იონური ცვლა და სხვა, ან მიწისქვეშა წყლების ხარისხის ფიზიკურ-ქიმიური ტრანსფორმაცია, რომელიც ძირითადად მიმდინარეობს მყარი ფაზის ზეგავლენისგან დამოუკიდებლად (მაგალითად, რადიოაქტიური დაშლა).

ნაშრომში განხილულია კონვექტიურ-დიფუზური გადატანა სტაციონარულ გეგმიურ ფილტრაციულ ნაკადში, როცა არსებობს წრფივი წყაროები (მდინარე) და წერტილოვანი ჩადინება (წყალამღები), და ასევე, დაბინძურების წერტილოვანი წყაროები.

6.2. გრუნტის წყლების მოძრაობის მათემატიკური აღწერა

6.2.1. ფილტრაციის ძირითადი კანონი (დარსის კანონი) და მთის ქანების გამტარობა

ტერმინი „ფილტრაცია“ აღნიშნავს სითხის მოძრაობას მის მიერ გაჯერებულ ფოროვან გარემოში, რომელიც განპირობებულია ჰიდრავლიკური გრადიენტის (დაწნევის ვარდნა) არსებობით.

სილით სავსე მილებში წყლის ფილტრაციის ცდების ჩატარების დროს ა. დარსიმ დაადგინა (1856 წ.), რომ ამ ცდების შედეგები კოორდინატებში $\frac{Q}{\omega} \div \frac{\Delta H}{l}$ იძლევა მკვეთრად გამოხატულ წრფივ გრაფიკს:

$$\frac{Q}{\omega} = k \frac{\Delta H}{l} \quad (6.1)$$

სადაც ω - არის მილის განივი კვეთის ფართი;

Q - არის წყლის ხარჯი მთელი კვეთის მიხედვით;

ΔH - მილის ბოლოებში დაწნევის სხვაობა;

l - მილის სიგრძე;

k - პროპორციულობის კოეფიციენტი, რომელიც მუდმივია მოცემული ცდისათვის, კონკრეტულად მოცემული წყვილისათვის: გრუნტი-სითხე.

სითხის ხარჯის ფარდობამ მაფილტრებელი მთის ქანის მთლიან განივ კვეთასთან

$$\frac{Q}{\omega} = V \quad (6.2)$$

მიიღო ფილტრაციის სიჩქარის დასახელება. ეს საანგარიშო სიდიდე უფრო მოხერხებულია პრაქტიკაში, ვიდრე სითხის მოძრაობის ნამდვილი სიჩქარე ფორებში.

დარსის კანონში (6.1) ფილტრაციის სიჩქარის შეყვანის შემდეგ, მისი დიფერენციალური ფორმა დაიწერება შემდეგნაირად:

$$V = -k \frac{\partial H}{\partial l} \quad (6.3)$$

ან კოორდინატთა ღერძების პროექციებში:

$$\begin{aligned} V_x &= -k \frac{\partial H}{\partial x} \\ V_y &= -k \frac{\partial H}{\partial y} \\ V_z &= -k \frac{\partial H}{\partial z} \end{aligned} \quad (6.4)$$

ჩაწერის ასეთი ფორმა იძლევა იმის დადასტურების საშუალებას, რომ ფილტრაციის სიჩქარის ვექტორი \vec{V} დაკავშირებულია H ფუნქციის სკალარულ ველთან: \vec{V} ვექტორი ყოველ წერტილში (x, y, z) მიმართულია მართობულად $H = const$ ზედაპირის მიმართ ამ წერტილში, თანაც

$$\vec{V} = -k \cdot gradH \quad (6.5)$$

სადაც $gradH$ - H ფუნქციის ვექტორ-გრადიენტი, ე.ი. არის ვექტორი, რომლის

კოორდინატები უდრის შესაბამისად $\frac{\partial H}{\partial x}, \frac{\partial H}{\partial y}, \frac{\partial H}{\partial z}$.

თუ გარემოს თვისებები, რომლებიც მოცემულია კოეფიციენტით k სხვადასხვა მიმართულებებით განსხვავებულია და განისაზღვრება შემადგენლებით k_x, k_y, k_z , მაშინ ასეთი ანიზოტროპული გარემოსათვის:

$$\begin{aligned}
 V_x &= -k_x \frac{\partial H}{\partial x} \\
 V_y &= -k_y \frac{\partial H}{\partial y} \\
 V_z &= -k_z \frac{\partial H}{\partial z}
 \end{aligned}
 \tag{6.6}$$

შემდგომში ცდები ფილტრაციულ მიღებში არაერთხელ იქნა ჩატარებული სხვადასხვა სიტუაციებით და დარსის კანონმა მიიღო უფრო ზოგადი სახე:

$$V = -\frac{k_0 \rho' g}{\mu'} \frac{\partial H}{\partial l}
 \tag{6.7}$$

სადაც პროპორციულობის კოეფიციენტი k_0 დამოკიდებულია მხოლოდ ფოროვანი გარემოს თვისებებზე.

6.2.2. ფილტრაციის პროცესების ძირითადი დიფერენციალური განტოლებები

გრუნტის წყლებში რადიონუკლიდების მიგრაციის მათემატიკური მოდელის აგების საფუძველს წარმოადგენენ ფუნდამენტური ფიზიკური კანონზომიერებები, რომლებიც შეიძლება წარმოადგენილი იქნან გარკვეული განტოლებების სახით. პირველ ასეთ კანონზომიერებას წარმოადგენს მოძრაობის განტოლება - კავშირი ენერჯის დანაკარგსა (წინაღობის ძალების მუშაობა) და გარე აქტიური ძალების (დაწნევა) მუშაობას შორის. ფილტრაციის პროცესებისათვის ეს კავშირი გამოიხატება დარსის კანონით. კიდევ ერთი უმნიშვნელოვანესი კანონზომიერებაა სითხის მასის შენახვის კანონი, რომელიც მათემატიკური ფორმით შეიძლება გამოხატული იქნას უწყვეტობის განტოლებით.

სტაციონარული რეჟიმისათვის იმის ვარაუდით, რომ ქანი და წყალი არ იკუმშებიან და არ არსებობს დამატებითი კვება (აღება), ამ განტოლებას აქვს სახე [1]:

$$\frac{\partial V_x}{\partial x} + \frac{\partial V_y}{\partial y} + \frac{\partial V_z}{\partial z} = 0 \quad (6.8)$$

უწყვეტობის განტოლება (6.8) გეგმიური ნაკადის საანგარიშო ელემენტისათვის, რომლის სიმაღლეა m და ფართი $dx \cdot dy$ დაწნევის ფენის ფარგლებში, შეიძლება ჩაიწეროს როგორც

$$\frac{\partial(mV_x)}{\partial x} + \frac{\partial(mV_y)}{\partial y} = 0 \quad (6.9)$$

სადაც ღერძები x და y მდებარეობენ გაუმტარი ფენის სიბრტყეში; m - ფენის სიმძლავრე (სიმაღლე); სითხის ხარჯი საანგარიშო ელემენტის ზედა და ქვედა ზღვრებიდან უდრის ნულს (შესაბამისად, უწყვეტობის განტოლების წევრები, რომლებიც შეესაბამება კოორდინატას z). თუ (6.8) ჩავსვამთ დარსის კანონს (6.6), მივიღებთ შემაჯამებელ განტოლებას ფილტრაციის რეჟიმისათვის:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial H}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial H}{\partial z} \right) = 0 \quad (6.10)$$

იზოლირებულ დაწნევის ფენაში გეგმიური ფილტრაციის კერძო შემთხვევისათვის ამ განტოლებას აქვს სახე:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial H}{\partial y} \right) = 0 \quad (6.11)$$

სადაც $T_x = k_x m, T_y = k_y m$ - ფენის წყალგამტარობის კოეფიციენტების x და y ღერძების მიმართულელებით.

Q ინტენსივობის წყაროების ან გადინების არსებობის შემთხვევაში, სტაციონარული გეგმიური ფილტრაციის დიფერენციალურ განტოლებას აქვს სახე:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial H}{\partial y} \right) + Q = 0, \quad (6.12)$$

სადაც $H(x, y)$ - პიეზომეტრული დაწნევაა; Q - წყაროების ინტენსიურობა (წყლის ამოქაჩვა შეესაბამება Q უარყოფით სიდიდეს). განტოლება გამოიყენება დაწნევის და დაწნევის გარეშე (დამატებითი დაშვებების გარეშე) რეჟიმების ანგარიშისათვის [94].

სასაზღვრო პირობები ჩაიწერება როგორც

$$H = H^* \quad (6.13)$$

(პირველი გვარის სასაზღვრო პირობა – საზღვარზე მოცემულია დაწნევა) და
(ან)

$$T_x \frac{\partial H}{\partial x} \cdot l_x + T_y \frac{\partial H}{\partial y} \cdot l_y + q^* = 0 \quad (6.14)$$

(მეორე გვარის სასაზღვრო პირობა – საზღვარზე მოცემულია ნაკადი), აქ $\vec{l}(l_x, l_y)$

- არის სასაზღვრო ხაზის მიმართ გარე ნორმალის ერთეული ვექტორი.

სასაზღვრო ამოცანის (1)-(2),(3) ამოხსნა იძლევა პიეზომეტრული დაწნევის $H(x, y)$ განაწილებას განსახილველ არეში. სიჩქარეების $\vec{V}(V_x, V_y)$ ფილტრაციის ველი განისაზღვრება დამოკიდებულებებით:

$$V_x = -k_x \frac{\partial H}{\partial x}, V_y = -k_y \frac{\partial H}{\partial y} \quad (6.15)$$

კონვექტიურ-დისპერსული გადატანის დიფერენციალური განტოლება [94]:

$$n \frac{\partial c}{\partial t} + V_x \frac{\partial c}{\partial x} + V_y \frac{\partial c}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) \quad (6.16)$$

სადაც D_x, D_y - არის დისპერსიის კოეფიციენტები x და y ღერძების მიმართულებით;

$c(t, x, y)$ - ნარევის კონცენტრაციის არასტაციონარული ველი.

სასაზღვრო და საწყის პირობებს აქვს სახე:

$$\begin{aligned} c(t, x^*, y^*) &= c^* \\ c(0, x, y) &= c^0 \end{aligned} \quad (6.17)$$

(პირველი გვარის სასაზღვრო პირობა – საზღვარზე მოცემულია გრუნტის წყალში რადიონუკლიდების კონცენტრაცია).

6.3. სასრული ელემენტების მეთოდის გამოყენება გრუნტის წყლების მოძრაობის ამოცანების ამოხსნისათვის.

6.3.1. სასრული ელემენტების მეთოდის ძირითადი კონცეფცია

სასრული ელემენტების მეთოდი წარმოადგენს ეფექტურ რიცხვით მეთოდს საინჟინრო და ფიზიკური ამოცანების ამოხსნისათვის [94], [124], [128]. მისი საშუალებით ხორციელდება ძაბვების ანალიზი თვითმფრინავებისა და ავტომობილების კონსტრუქციებში, განიხილება სითხეების მოძრაობა მილებში, კაშხლებში, ფოროვან გარემოში, ხდება შეკუმშული აირების დინების გამოკვლევა, ამოიხსნება ელექტროსტატიკის ამოცანები, ანალიზდება სისტემების რხევები.

სასრული ელემენტების მეთოდის ძირითადი იდეა მდგომარეობს იმაში, რომ ნებისმიერი უწყვეტი სიდიდე, ისეთი, როგორცაა ტემპერატურა, წნევა და გადაადგილება, შეიძლება იყოს აპროქსიმირებული დისკრეტული მოდელით, რომელიც აიგება უბან-უბან უწყვეტ ფუნქციათა სიმრავლეზე, რომლებიც განისაზღვრება ქვეარეების სასრულ რიცხვზე. უბან-უბან უწყვეტი ფუნქციები განისაზღვრება უწყვეტი სიდიდის მნიშვნელობების დახმარებით. განსახილველი არის წერტილების სასრულ რაოდენობაში.

უწყვეტი სიდიდის დისკრეტული მოდელის აგებისათვის საჭიროა:

1. განსახილველ არეში უნდა დაფიქსირდეს წერტილების სასრული რაოდენობა. ამ წერტილებს უწოდებენ საკვანძოს ან კვანძებს.
2. უწყვეტი სიდიდის მნიშვნელობას ყოველ საკვანძო წერტილში თვლიან როგორც ცვლადს, რომელიც უნდა იქნას განსაზღვრული.
3. უწყვეტი სიდიდის განსაზღვრის არე იყოფა ქვეარეების სასრულ რაოდენობად,

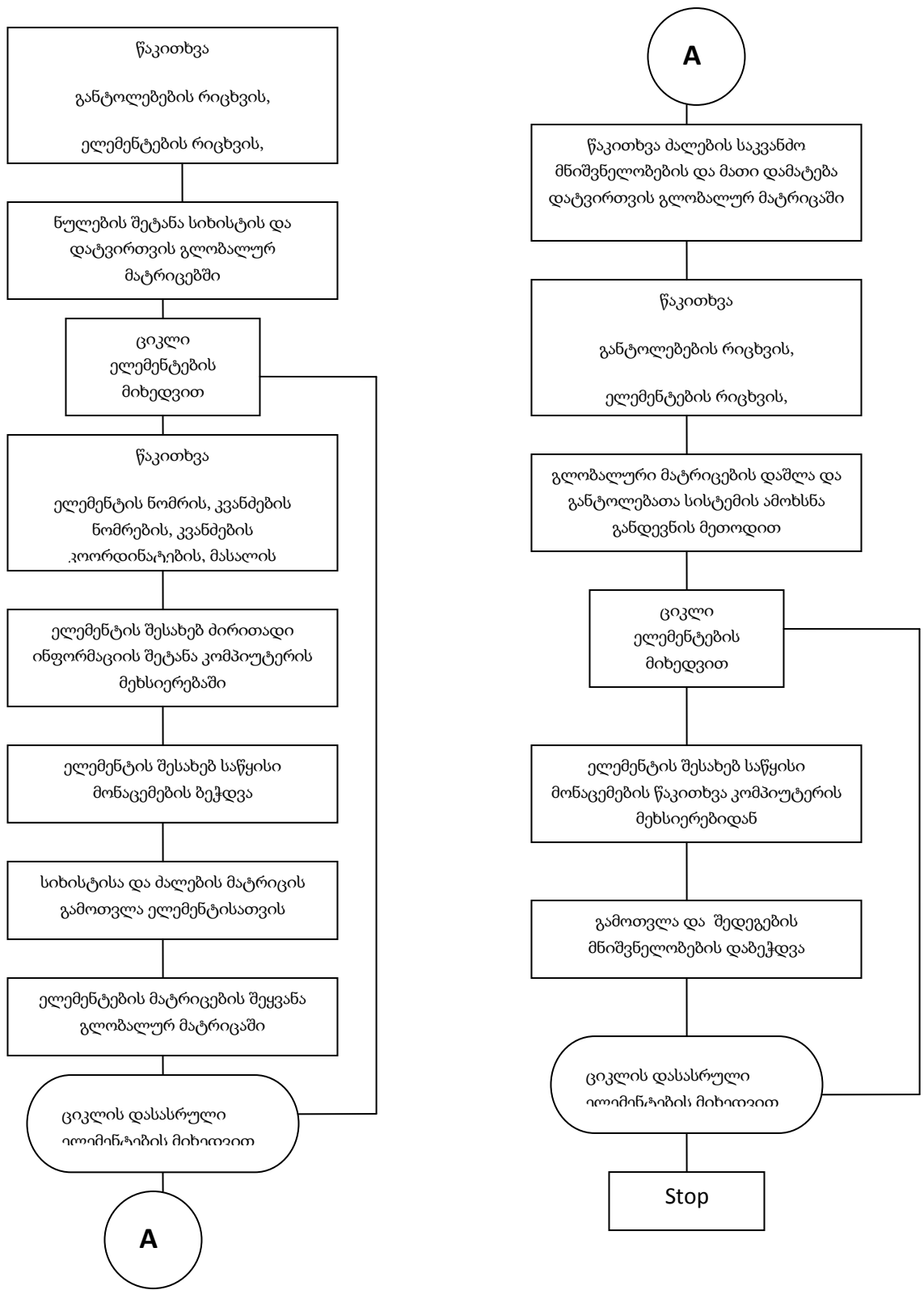
რომელთაც უწოდებენ ელემენტებს. ამ ელემენტებს აქვს საერთო საკვანძო წერტილები და მთლიანობაში ახდენენ არის ფორმის აპროქსიმაციას.

4. უწყვეტი სიდიდის აპროქსიმაცია ყოველ ელემენტზე ხდება პოლინომით, რომელიც განისაზღვრება ამ სიდიდის საკვანძო მნიშვნელობის დახმარებით. ყოველი პოლინომისათვის განისაზღვრება შესაბამისი პოლინომი, მაგრამ პოლინომები შეირჩევა ისე, რომ შენარჩუნებული იქნას სიდიდის უწყვეტობა ელემენტის ზღვრის გასწვრივ.

6.3.2. გამოთვლების ბლოკ-სქემა სასრული ელემენტების მეთოდის კომპიუტერზე რეალიზაციისას

სასრული ელემენტების მეთოდის გამოყენებას მივყავართ ალგებრული განტოლებების სისტემამდე. სისტემის რიგი ემთხვევა უცნობთა საერთო რიცხვს. ასეთი სისტემების ამოხსნისათვის, როგორც წესი, აუცილებელია კომპიუტერის გამოყენება.

გრუნტის წყლების გადაადგილების ამოცანის ამოხსნისათვის შემუშავებული იქნა რიცხვითი ალგორითმი და ფორტრან-პროგრამა პერსონალური კომპიუტერისათვის. კომპიუტერზე გამოთვლების საერთო ბლოკ-სქემა წარმოდგენილია სქემა 6.1-ზე.



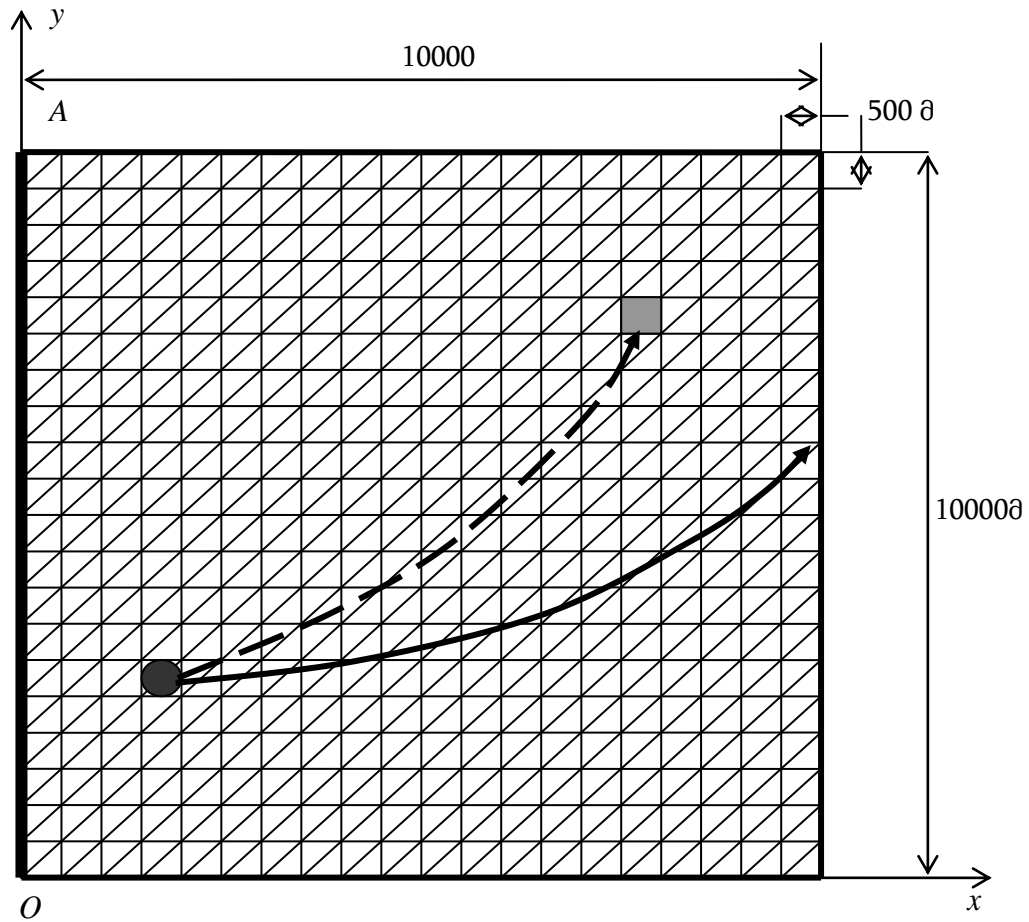
სქემა. 6.1. პროგრამის საერთო ბლოკ-სქემა

6.4. სამოდულო ამოცანის დასმა და ამოხსნა

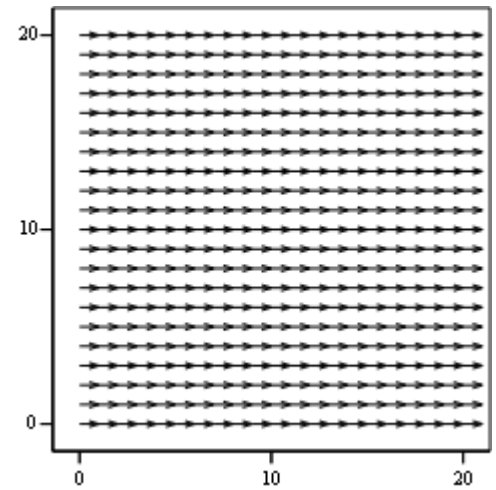
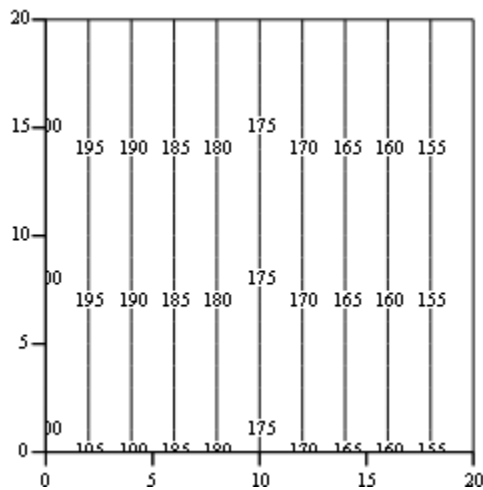
განვიხილოთ ფილტრაცია ბრტყელ არეში, რომელიც წარმოადგენს კვადრატს, რომლის გვერდები ტოლია 10 კმ (ნახ. 6.1). კვადრატის OA გვერდის მხარეს მიედინება მდინარე, რომელიც უზრუნველყოფს პიეზომეტრულ დაწნევას 200 მ სიღღით. საწინააღმდეგო მხარეს დაწნევა შეადგენს 150 მ კვადრატის დანარჩენ გვერდებზე ხარჯი ნულის ტოლია. ფილტრაციის კოეფიციენტები ტოლია $k_x = 40$ მ/დღე; $k_y = 20$ მ/დღე; განსახილველ არეში განლაგებულია დაბინძურების წერტილოვანი წყაროები (გამუქებული წრე) და წყალამღები (გამუქებული კვადრატი). დაბინძურების წყაროში გამავალი გრუნტის წყლების ნაწილაკების ტრაექტორიის სიჩქარეთა ფილტრაციის ველის შესაბამისად, დამაბინძურებელი ნივთიერებები შეიძლება მოხვდეს წყალამღებში (წყვეტილი ხაზი) და შეიძლება არ მოხვდეს წყალამღებში (მთლიანი ხაზი). პირველ შემთხვევაში აღებული წყალი დაბინძურებულია, ხოლო მეორე შემთხვევაში - არა.

ამოხსნის არე თანაბრად იქნა დაყოფილი 800 სამკუთხედ ელემენტად (ნახ. 6.1.), გამოყენებული იქნა წრფივი ინტერპოლაციური პოლინომები. მიღებული წრფივი ალგებრული განტოლებების სისტემა ამოხსნილი იქნა გაუსის გამორიცხვის მეთოდით. გამოთვლითი პროცესი გამოირჩეოდა მაღალქმედებით და მდგრადობით.

წყალაღების არარსებობის შემთხვევაში სიჩქარეთა ველი არის ერთგვაროვანი და მიმართულია x ღერძის მიმართ (ნახ. 6.2.). ამ შემთხვევაში დამაბინძურებელი არ ხვდება აღებულ წყალში.

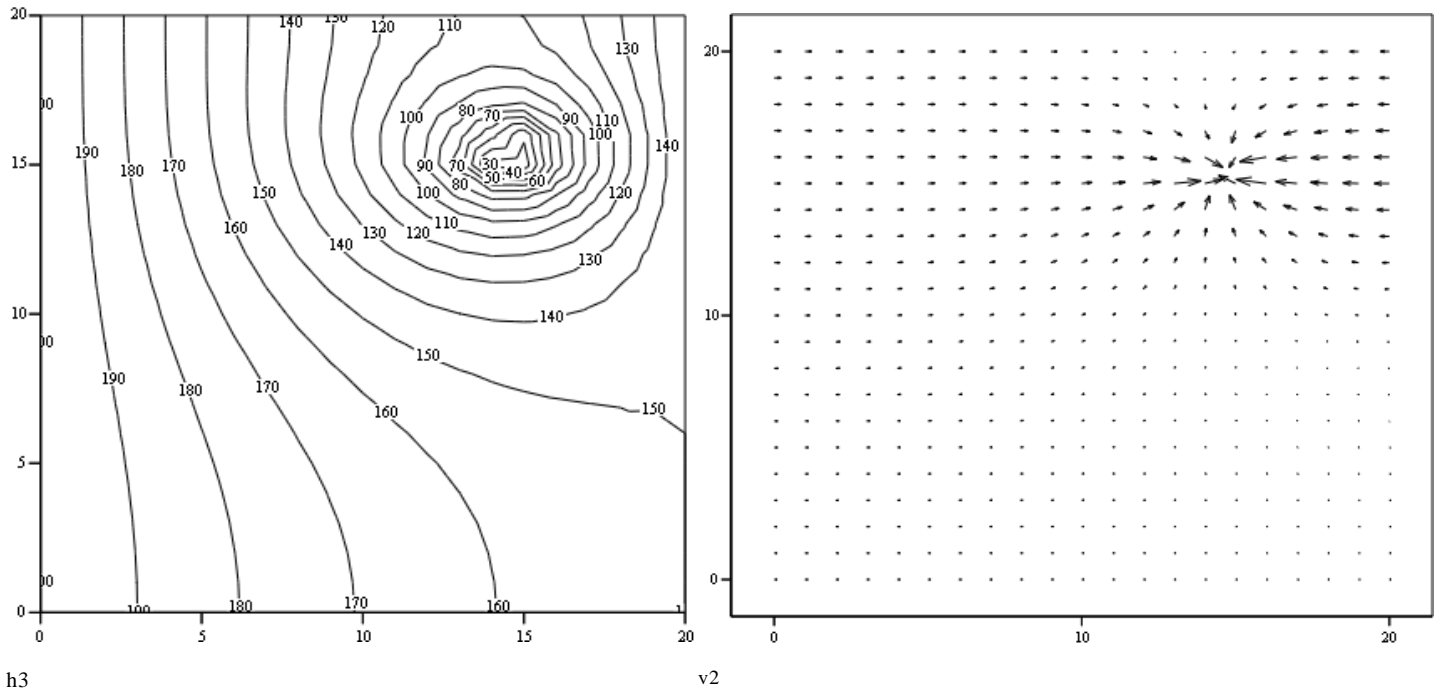


ნახ. 6.1. სამოდულო ამოცანის დასმისათვის.



ნახ.6.2. პიეზომეტრული დაწნევის დონეების ხაზები და ფილტრაციის მოძრაობის სიჩქარეთა ველი, როცა არ აქვს ადგილი წყალაღებას.

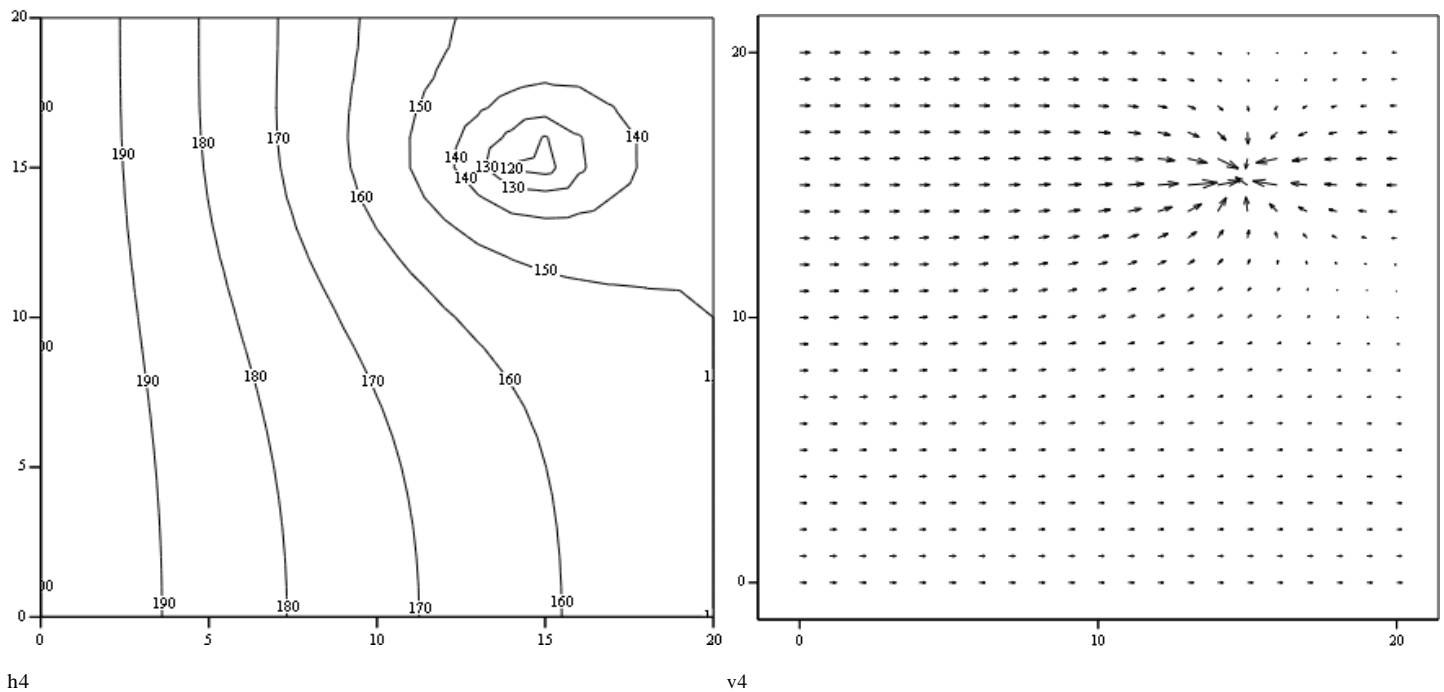
როცა წყალალღების მნიშვნელობა შეადგენს $Q = 10000 \text{ მ}^3/\text{დღე}$ დაწნევის დონეებისა და ფილტრაციის სიჩქარეების სურათი წარმოდგენილია ნახ. 6.3-ზე. ასეთ შემთხვევაში იმ ნაწილაკების ტრაექტორია, რომლებიც გადის დაბინძურების წყაროზე, ხვდება წყალალღების ზონაში.



ნახ.6.3. პიეზომეტრული დაწნევის დონეების ხაზები და ფილტრაციის მოძრაობის სიჩქარეთა ველი, როცა წყალალღების სიდიდე შეადგენს $Q = 10000 \text{ მ}^3/\text{დღე}$

არსებობს წყალაღების კრიტიკული მნიშვნელობა, რომლის დროსაც გრუნტის წყალი, რომელიც გადის დაბინძურების წყაროს, ჯერ კიდევ არ ხვდება წყალაღების არეში.

ნახ. 6.4- ზე ნაჩვენებია თუ როგორია დაწნევის დონეები და ფილტრაციის სიჩქარე წყალაღების კრიტიკული მნიშვნელობის $Q_{კრ}=3250$ მ³/დღე დროს.



ნახ. 6.4. პიეზომეტრული დაწნევის დონეების ხაზები და ფილტრაციის მოძრაობის სიჩქარეთა ველი წყალაღების კრიტიკული მნიშვნელობის $Q_{კრ}=3250$ მ³/დღე დროს.

ამრიგად, ჩვენს მიერ ჩატარებულმა გამოთვლითმა ექსპერიმენტმა აჩვენა, რომ წყალამღების რადიონუკლიდებით დაბინძურებაზე მოქმედებს არ მარტო დაბინძურების წყაროებისა და წყალამღების ურთიერთგანლაგება, ფილტრაციის დინების მიმართულების არარსებობა წყალამღებში, არამედ თვით ამოღებული წყლის მოცულობა.

დასკვნები და რეკომენდაციები

1. საველე და კამერალური გამოკვლევების საფუძველზე ქ. ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების ნიადაგების, მდინარეთა წყლებისა და მცენარეთა ფითლების ნიმუშებში დაფიქსირდა და რაოდენობრივად განისაზღვრა შემდეგი ბუნებრივი და ხელოვნური რადიონუკლიდების შემცველობა: ^{40}K , ^{224}Ra , ^{226}Ra , ^{212}Pb , ^{214}Pb , ^{211}Bi , ^{214}Bi , ^{208}Tl , ^{235}U , ^{228}Ac , ^{219}Rn , ^7Be , ^{203}Hg , ^{59}Fe , ^{54}Mn , ^{137}Cs .

2. კვლევის შედეგად დადგინდა, რომ ^{137}Cs -ის შემცველობა მდ. ჭიშურასა და მდ. წყალწითელას მიმდებარე ნიადაგებში 0-5 სმ სიღრმეზე გაცილებით მაღალია, ვიდრე 5-20 სმ სიღრმეზე, რაც მიგვანიშნებს ამ ნიადაგების ზედა ფენაში ჰუმუსის ნაკლებ შემცველობასა და მსუბუქ მექანიკურ შემადგენლობაზე (ე.წ. ხირხატიანი ნიადაგები), რამაც გამოიწვია ^{137}Cs -ის გადაადგილება ზემოდან ქვემოთ. ხოლო სათაფლიის ნაკრძალის მიმდებარე (სამხრეთ-დასავლეთ მხრიდან) ნიადაგებში 0-5 სმ სიღრმეზე ^{137}Cs -ის შემცველობა არის მეტი, ვიდრე 5-20 სმ სიღრმეზე, რაც მიუთითებს იმაზე, რომ აღნიშნული ტერიტორიის ნიადაგების ზედა ფენა მძიმე მექანიკური შემადგენლობისაა და მდიდარია ჰუმუსით, რამაც განაპირობა ^{137}Cs -ის ზედა ფენაში შებოჭვა.

3. საკვლევ ტერიტორიაზე დაფიქსირებული ^{137}Cs -ის მაღალი მოცულობითი აქტივობები (104 ბეკ/კგ-მდე) ასახავს ჩერნობილის ატომურ ელექტროსადგურის ავარიის შედეგად წარმოქმნილი დაბინძურების „ლაქობრივ“ კვალს - გადმოტანილს მეტეოროლოგიური ფაქტორებით, ხოლო ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების ქ. ქუთაისში დისლოკაციის თითქმის ყველა ადგილში დაფიქსირებული ^{137}Cs -ის კიდევ უფრო მაღალი შემცველობები (132 ბეკ/კგ-მდე) მიუთითებს იმაზე, რომ ჩერნობილის აეს-ის ავარიის ზემოქმედებას ემატება შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნარჩენების ზემოქმედება.

4. ^{235}U (ე.წ. „იარაღის ურანი“) საკვლევ ტერიტორიაზე დაფიქსირებულ იქნა მხოლოდ ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების ქ. ქუთაისში დისლოკაციის ადგილების ნიადაგების ნიმუშებში, რაც მიუთითებს აღნიშნულ

ადგილებში მონიტორინგის განხორციელების აუცილებლობაზე.

5. კვლევის შედეგად ავტომაგისტრალზე - ნიადაგებში (ქ. ქუთაისის შემოსასვლელებში აღმ. და ჩრდ. მხრიდან და მდ. წყალწითელასთან) დაფიქსირდა ტყვიის იზოტოპების ^{212}Pb -ისა და ^{214}Pb -ის მაღალი შემცველობები. ტყვიის აღნიშნული იზოტოპების დალექვა ძირითადად დაკავშირებულია ავტოტრანსპორტის გამონაბოლქვთან.

6. ^{203}Hg აღმოჩენილ იქნა მხოლოდ ქუთაისის ნაგავსაყრელის ტერიტორიაზე 1,3 ბეკ/კგ ოდენობით, რაც საწარმოო ან საყოფაცხოვრებო ნარჩენების შედეგია.

7. სათაფლიის ნაკრძალის მიმდებარე ტერიტორიაზე დადგენილ იქნა კორელაციური კავშირი ნიადაგსა და მცენარეში ^{40}K -ის შემცველობებს შორის.

8. ქ. ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების მდინარეებში რადიონუკლიდების შემცველობა ძირითადად არ აღემატება ნორმას, თუმცა საკმაოდ მაღალია მდინარეთა ლექში (მდ. ჭიშურას ლექში ^{224}Ra დაფიქსირდა 295 ბეკ/კგ-ის ოდენობით). სასმელ წყალში (სოფ. ქვიტირი) ^{40}K -ის შემცველობა აღმოჩნდა 48 ბეკ/ლ, რაც რადიაციული უსაფრთხოების ნორმით (რუნ-2000-თბილისი-ჯანდაცვის სამინისტრო) საქართველოში დადგენილ მაჩვენებლებს 2-ჯერ აღემატება.

9. გრუნტის წყლებში რადიონუკლიდების მიგრაციის პროცესის მათემატიკური მოდელირების შედეგად შემუშავებულ იქნა მათემატიკური მოდელი, მოდელის რეალიზაციის რიცხვითი ალგორითმი და ფორტრან-პროგრამა პერსონალური კომპიუტერისათვის, ჩატარებულ იქნა გამოთვლითი ექსპერიმენტები მოდელირების კონკრეტული შედეგების მისაღებად.

10. გრუნტის წყლების (მოსახლეობის სასმელი წყლით უზრუნველყოფისას) რადიონუკლიდებით დაბინძურების შემთხვევისათვის შემუშავებული მათემატიკური მოდელი იძლევა წყალაღების არეში რადიონუკლიდების მოხვედრის რაოდენობრივი შეფასების საშუალებას. გამოთვლითმა ექსპერიმენტმა უჩვენა, რომ წყალაღების დაბინძურებაზე მოქმედებს არა მარტო დაბინძურების წყაროებისა და წყალამღების

ურთიერთგანლაგება, ფილტრაციის დინების მიმართულება წყალამღების არარსებობის დროს, არამედ ამოღებული წყლის მოცულობა.

11. დადგინდა, რომ საკვლევ ტერიტორიაზე ბუნებრივი რადიაციული ფონი ვარირებს 8-14 მკრ/სთ-ის ფარგლებში, რაც ნორმაზე (20-30 მკრ/სთ) ნაკლებია და მოსახლეობას საშიშროებას არ უქმნის. გამოკვლეულ უბნებზე უკონტროლო რადიოაქტიური წყაროები და რადიოაქტიური დაბინძურება არ გამოვლენილა.

12. ჩატარებული კვლევის საფუძველზე საქართველოში პირველად იქნა შედგენილი ქ. ქუთაისისა და მისი მიმდებარე ლანდშაფტების ბუნებრივი რადიაციული ფონისა და ნიადაგების (0-5, 5-20 სმ სიღრმე) რადიოეკოლოგიური რუკები.

13. კვლევის შედეგები შესაძლებელია გამოყენებულ იქნეს მეცნიერთა და მკვლევართა მიერ. იგი გამოსადეგი იქნება აგრეთვე შსს საგანგებო სიტუაციების დეპარტამენტისათვის, თავდაცვისა და ჯანდაცვის სამინისტროებისათვის.

14. ჩატარებული კვლევა შესაძლებლობას იძლევა მიღებული შედეგების საფუძველზე შემუშავდეს სახელმწიფო და რეგიონული პროგრამები აღნიშნული ტერიტორიებზე სარეაბილიტაციო ღონისძიებების დასახვისათვის და საჭიროების შემთხვევაში შემდეგი კვლევის დაგეგმვისა და განხორციელებისათვის.

15. ჩატარებული კვლევის შედეგები მომავალში შესაძლებელია გამოყენებულ იქნეს საქართველოში არსებული რადიაციული უსაფრთხოების ნორმების სრულყოფისათვის.

გამოყენებული ლიტერატურა

1. ამილახვარი ზ. ეგზოდინამიკური და ეკოლოგიური პროცესების გამოკვლევა საქართველოს ტერიტორიაზე ძიების გეოფიზიკური მეთოდებით. - თბ., 2006. წყარო: ანგარიში გარემოს მდგომარეობის შესახებ საქართველოში 2007-2009წწ.
2. ანთია მ. ეკოლოგიური განათლება. - თბ., 2008.
3. აფციაური შ., თურმანიძე თ., რამიშვილი გ. ბუნების დაცვა და ეკოლოგიის საფუძვლები. - თბ., 1989
4. გახოკიძე ე. მცხეთის რაიონის ძირითადი ავტომაგისტრალების მიმდებარე ტერიტორიებზე არსებული ზოგიერთი მცენარის რადიოეკოლოგიური მონიტორინგი. რადიოეკოლოგიური და ეკოლოგიური გამოკვლევები. ტ. 1, 2005, გვ. 165-169
5. გელაშვილი კ., ვეფხვაძე ნ., ზურაბიშვილი ო., სებისკვერაძე ნ. დასხვ. თბილისის მოსახლეობის რადიაციული ფონით პირობა დებული გარეგანი და სხივების საკითხისათვის. რადიაციული გამოკვლევები. ტ. 7. - თბ.: მეცნიერება, 1994 .
6. გორგობიანისა მ. და ზურაბიშვილის ბ. რედაქციით „სამედიცინო ეკოლოგია“ თბილისი. 2010.
7. გონჯილაშვილი ლ., ზარდიაშვილი, გ. საკვებწარმოების რადიოეკოლოგია. - თბ., 2008.
8. გორდაძე ე., ჟორჟოლიანი, ც., ჩხაიძე, თ. სათაფლიის სახელმწიფო ნაკრძალი. - ქუთაისი, 2007.
9. გულისაშვილი ვ., ურუშაძე თ. ბუნების დაცვის საფუძვლები. - თბ., 1983.
10. გუნია გ. ატმოსფეროს ეკოლოგიური მონიტორინგის მეტეოროლოგიური ასპექტები. - თბ., 2005.
11. დავითულიანი გ., მსხვილიძე გ., ნანავა ნ. ქ. ქუთაისის ტყის ფლორის შესწავლისათვის. ნიკო კეცხოველის ხსოვნის კრებული. - თბ.: თსუ-ს გამ-ბა, 1988.
12. ელიავა ი., ნახუცრიშვილი გ., ქაჯაია, გ. ეკოლოგიის საფუძვლები. - თბ., 1992.
13. ელიზბარაშვილი ე. საქართველოს კლიმატური რესურსები. - თბ., 2007.
14. ელიზბარაშვილი ე., სულხანიშვილი ნ. გლობალური ეკოლოგია. - თბ., 2009.
15. ელიზბარაშვილი მ. საქართველოს ტერიტორიის ტემპერატურის ველი. - თბ., 1999.
16. ენუქიძე ლ. გავუფრთხილდეთ და შევინარჩუნოთ ჯანმრთელობა. - თბ., 2000.
17. თაბაგარი თ., კამკამიძე, ნ. ქალაქ ქუთაისში ავტოტრანსპორტის მიერ გამოყოფილი ნამწვი აირების თვისობრივი და რაოდენობრივი შედგენილობა. / მესამე საერთაშორისო სამეცნიერო-ტექნიკური კონფერენცია. - ქუთაისი, 2000.

18. თამაძე ნ. ბირთვული ენერგეტიკის რადიოეკოლოგიური პრობლემები. რადიაციული გამოკვლევები. ტ. IX, - თბ., 2002.
19. თოფურია თ., ჟორჟოლიანი ც., გორდაძე ე. ქუთაისის გარემოს გამაბინძურებელ აგენტთა გავლენა ადამიანის ჯანმრთელობაზე. - ქუთაისი, 2009.
20. თურქაძე ც., ბუცხრიკიძე ბ. გარემოს დაცვა და ბუნებათსარგებლობის ეკოლოგია. - ქუთაისი, 2008. - გვ. 89, 95-101.
21. თხელიძე ა., ლიპარტელიანი რ., მუმლაძე ნ., ხომასურიძე, ხ., დანელია გ. სოფლის მეურნეობის ქიმიზაცია და გარემოს დაცვა. - თბ., 2009.
22. კავკასიის გარემოსდაცვითი რეგიონული ცენტრი. ქ. ქუთაისის ადგილობრივი გარემოსდაცვითი სამოქმედო პროგრამა. -ქუთაისი, 2004.
23. კვინიკაძე ზ., დავითაია ზ., კვინიკაძე ლ. ეკოლოგიის მოკლე კურსი. - თბ., 2010.
24. კორძახია მ. საქართველოს ჰავა. -თბ., 1977.
25. მამაგვიშვილი ი., ხაზარაძე ქ., ქარჩავა გ., გონჯილაშვილი ნ. ონკოპიდემიოლოგიური სიტუაციის მედიკო-გეოგრაფიული ანალიზი საქართველოში. / საერთაშორისო კონფერენციის „კლინიკური და თეორიული მედიცინისა და ბიოლოგიის მიღწევები“: მასალები. - ტრაზონი, 2000.
26. მიქაუტაძე დ. ქუთაისის ტემპერატურული რყევები გლობალური დათბობის ფონზე. - თბ., 2011. გვ. 77-80
27. მიქაძე ი. ეკოლოგია. -თბ., 2006.
28. მიქაძე ლ. პესტიციდები და ეკოლოგიური უსაფრთხოება. - თბ., 2010. – 509 გვ.
29. მიქელაძე მ., ჩანქსელიანი ზ. მათემატიკური მოდელირების მეთოდების გამოყენება რადიოეკოლოგიაში. - თბ., 2007.
30. მოსულიშვილი დ., შონია ნ., ქათამაძე ნ., გინტური გ. რადიონუკლიდური მონიტორინგის ზოგიერთი მონაცემები საქართველოში ჩერნობილის კატასტროფის შემდეგ. - თბ., 1991.
31. მუმლაძე დ. საქართველოს კლიმატის თანამედროვე ცვლილება. - თბ., 1991.
32. ჟორჟოლიანი ც., გორდაძე ე. ქალაქების ეკოლოგიური პრობლემები. - ქუთაისი, 2006.
33. ჟორჟოლიანი ც., გორდაძე ე. ქალაქების ეკოლოგიური პრობლემები (ზესტაფონის რაიონი 2000-2007 წ.წ.). - ქუთაისი, 2008.
34. რადიაციული უსაფრთხოების ნორმები (რუნ-2000). - თბ., 2000.
35. რადიაციული გამოკვლევები. ტ. 10. - თბ., 2002.
36. რადიაციული გამოკვლევები. ტ. 9. - თბ., 2000.

37. საქართველოს მცენარეების ნარკვევი. ტ. 1-2. - თბ.: მეცნიერება, 1964.
38. საქართველოს სამეცნიერო გამოყენებითი კლიმატური ცნობარი. - თბ., 2004.
39. საქართველოს შრომის, ჯანმრთელობისა და სოციალური დაცვის სამინისტრო. ეროვნული მოხსენება (საქართველოს მოსახლეობის ჯანმრთელობის მდგომარეობის შესახებ. თბილისი, 2003 წელი. - თბ., 2004.
40. საქართველოს შრომის, ჯანმრთელობისა და სოციალური დაცვის სამინისტრო. ეროვნული მოხსენება საქართველოს მოსახლეობის ჯანმრთელობის მდგომარეობის შესახებ. 2004 წელი. - თბ., 2006.
41. საქართველოს შრომის, ჯანმრთელობისა და სოციალური დაცვის სამინისტრო. ეროვნული მოხსენება საქართველოს მოსახლეობის ჯანმრთელობის მდგომარეობის შესახებ. 2007 წელი. - თბ., 2007.
42. სუპატაშვილი გ., ქაჯაია გ. გარემო და ადამიანი. - თბ., 2001.
43. ტალახაძე გ., ანჯაფარიძე ი., ლიტარია ლ., კირვალიძე რ., მინდელი კ., ნაკაშიძე ლ., მინდელი მ. საქართველოს ნიადაგები. - თბ., 1983.
44. ურუშაძე თ. აგროეკოლოგია. - თბ., 2001. - გვ. 179
45. ქაჯაია გ. ეკოლოგია. - თბ., 1999.
46. ქაჯაია გ. გარემოს დაცვის ეკოლოგიური პრინციპები. - თბ., 2008.
47. ქვაჩაკიძე რ. საქართველოს გეობოტანიკური რაიონები. - თბ., 2010.
48. ქვაჩაკიძე რ. საქართველოს მცენარეულობა. - თბ., 2009.
49. ჩანქსელიანი ზ. რადიოეკოლოგიის საფუძვლები. - თბ., 2010.
50. ჩანქსელიანი ზ., ზარდალიშვილი ო. აგროქიმიის ეკოლოგიური საფუძვლები (დამხმარე სახელმძღვანელო). - თბ., 1992.
51. ჩირაძე გ., მარდალეიშვილი ზ. რადიონუკლიდების ბიოსფეროში მიგრაციისა და რადიაციული დასხივების პროცესების კომპიუტერული მოდელირების ზოგიერთი ასპექტი. The Third Scientific Practical conference „Internet and Societi“. - ქუთაისი, 2007.
52. ჩხარტიშვილი ა., ქარჩავა გ., დიასამიძე რ., ციციშვილი ლ. ადამიანის ჯანმრთელობაზე ბიოტური და აბიოტური ფაქტორების ერთობლივი გავლენის რანჟირება საქართველოს შავიზღვისპირეთისათვის. ეკოლოგიის პრობლემები, ტ. მეორე. - საქ. ტექნ. უნ-ტის გამ-ბა, 2000.
53. ციციშვილი მ., მამაგვიშვილი ი., ქარჩავა გ., რადიობიოლოგიის და რადიაციული ეკოლოგიის საფუძვლები. - თბ., 2010.

54. ციციშვილი მ., ლომსაძე ნ., შანავა ე. რადიოიზოტოპების დაგროვება მტკნარი წყალსაცავების მცენარეებისმიერ. // ინტელექტი. – 1999. - №1 (4). -გვ. 35-39.
55. ციციშვილი მ., ქარჩავა გ. და სხვ. ამიერკავკასიის მოსახლეობის დასახივების რადიოჰიგიენური და ეპიდემიოლოგიური შეფასება. რადიაციული გამოკვლევები. ტ. 8. - თბ.: მეცნიერება, 1998.
56. ხვედელიძე ზ., ჯავახიშვილი შ. წარსულისა და მომავლის კლიმატი. - თბ., 1988.
57. ხვედელიძე ზ., ელიზბარაშვილი ე. რელიეფის გავლენა ატმოსფერულ პროცესებზე. -თბ., 1984.
58. ჯავახიშვილი შ. საქართველოს კლიმატოგრაფია. - თბ., 1977.
59. ჯავახიშვილი შ. საქართველოს ჰავის დახასიათება თვეების მიხედვით. - თბ., 1988
60. ჯაოშვილი ე., ქუთაისი. თბ., 1989.
 61. Aubrey C., Grundberg D., Hildyard N. Nuclear power: Shut it down: An information pack on nuclear power and the alternatives. 1990. Vol. 1. p. 47 – 52.
 62. Chernobyl cancer and creeping paranoia. Economist, 1996, Mar. 9. P. 91-92
 63. Disasters around the Global and Regional View. World Conference on National Disaster Reduction. Yokohama. 23-27 May, 1994, p. 87.
 64. Ericson A., Kallen B. Pregnancy outcome in Sweden after the Chernobyl accident. Environ. Res. 1994, vol. 67, #2, p.p. 149-159
 65. Evans R.,D. Sympos. Delayad effects of boneseeeking radionuclides, USA, 1967
 66. Gagnidze R – Vascular plants of Geirgia. Anomenclatural Checklist, Tbilisi, 2005.
 67. Hall J.A. Terrible beauty. The Chernobyl effect. Independent Mag. 1996, Mar. 30, p.p. 6, 8-11, 14.
 68. Investigation of RadioecologicalBiocenozes in the Black See Region (Ajara) and the Territories of Former and Present Military Bases of Georgia after Chernobyl Catastrophe. Project G-309, G-841 www.ISTC.ru
 69. Mocan H., Bozkaya H. Changing incidence of anencephaly in the eastern Black Sea region of Turkey and Chernobyl. Pediatr. Perinatal. Epidemiol. 1990, vol. 4, p. 204.
 70. Molev V.P. The technology of the radioecological monitoring of natural environment. Proceedings of the 2nd International Symposium of Geosciences in NE Asia and the 9th China-Korea Joint Symposium of Geology of Crystal Evolution in NE Asia, 2002, pp. 214-216.
 71. Munn R.E. Global environmental monitoring system. SCOPE zep. 3, Toronto, 1973, p.130
 72. Reid W., Mangano J. Thyroid cancer in the United States since the accident at Chernobyl. Brit. Med. J. 1995, vol. 311, p. 511. 161
 73. Trichopoulos D., Zavitsanson. The victims of Chernobyl m Greece: Induced abortions after the

- accident. Brit. Med. J., vol. 29, p. 1100.
74. Uchiyama M., Kobayashi S. Consequences of Chernobyl reactor accident on the Cs-137 internal dose to the Japanese population. J. Environ. Radiact. 1988, #2, p.p. 119-127.
 75. Van Voris P. et al. Functional complexity and ecosystem stability. Ecology, vol. 61. # 6, 1980. p. 1352-1360
 76. Атомная энергия – Краткая энциклопедия, под ред. В.С. Емельянова, М., «Советская энциклопедия» 1959
 77. Болбас М.М., Савич Е.Л. Транспорт и окружающая среда. Издат. „Технопринт“ 2004.
 78. Болин Б. Ядерная геофизика. /Пер. сангл. - М.:Мир, 1964. - ст.206
 79. урлакова Е.Б. Особенности биологического действия малых доз облучения. www.csgi.ru
 80. Винокурова М.В., Винокуров М.В., Гурвич В.Б., Кузьмин С.В., Малых О.Л. Оценка качества атмосферного воздуха населенных мест расчетным методом в системе социально-гигиенического мониторинга. Гигиена и санитария, 2004.
 81. Войнар О. Биологическая роль элементов в организме животных и человека. - М.: Сов.Наука, 1953.
 82. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: Справ. изд. / В.А. Баженов, Л.А. Булдаков, И.Я. Василенко и др. Под ред. В.А. Филова и др. — Л.: Химия, 1990. — 463 с
 83. Гродзинский Д.М. Естественная радиоактивность растений и почвы. – Киев: Наукова Думка, 1965.
 84. Гулякин И.В., Юдинцева Е.В. //Сельскохозяйственная радиобиология, М., 1973, ст.272.
 85. Давитая Ф. Ф. Атмосфера и биосфера – прошлое, настоящее, будущее. - Л., 1975.
 86. Давитая Ф. Ф. Влияние антропогенных факторов на атмосферу и климат Земли. Климат-город-человек. - М., 1975.
 87. Давитая Ф. Ф. О возможности влияния запыленности атмосферы на уменьшение ледников и потепление климата“. // Изв. АН СССР, сер. Геогр. -1965. - №2.
 88. Джелепов Б. С. Пеккер Л.А. Схемы распадов радиоактивных ядер. - М.-Л.: Изд. АН СССР, 1958..
 89. Доклад МАГАТЕ. Совет управляющих. Укрепление международного сотрудничества и координация усилий в деле изучения, смягчения и минимизации последствий чернобыльской катастрофы. Апрель 2009 г.
 90. Европейской части России. // Радиационная биология. – 2002. -№ 4, - стр. 66-72.

91. Жуковский М.В., Ярмошенко И.В. Радон: измерение, дозы, оценка риска. - Екатеринбург: УрО РАН, 1997. - 231 с.
92. Журавлев В.Ф. Токсикология радиоактивных веществ. - М.: Энергоатомиздат, 1990. - 336 с.
93. Защита от радона 222 в жилых зданиях и на рабочих местах. Публикация 65 МКРЗ. - М.: Энергоатомиздат, 1995.
94. Зенкевич О., Морган К. Конечные элементы и аппроксимации. –М.: Мир, 1986.
95. Иванов Е.П., Толочко Г. В. и др. Малые дозы радиации Чернобыля как пособия канцерогенеза. Десять лет после чернобыльской катастрофы: (Научные аспекты проблемы): Тез.докл. научн. конференций. - Минск, 1996. с. 117
96. Израиль Ю.А. Глобальная система наблюдений. Прогноз и оценка изменений состояния окружающей природной среды. Основы мониторинга. Метеорология и Гидрология. – 1974. -№7. - ст.3-8
97. Ильин Л. А., Кириллов В.Ф., Коренков И.П. Радиационная гигиена. Москва. „ Медицина “. 1999.
98. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации: Доклад научного комитета ООН по действию атомной радиации Генеральной Ассамблее за 1988 г., с приложениями. В 2 х т. Т. 1. - М.: Мир, 1992. — 552 с.; Т. 2. - М.: Мир, 1993.
99. Косци Ф.Ф.,Рошлот Дж.Н. Ядерная геофизика. / Перевод с англ. - М.: Мир, 1964. - ст.40
100. Крисюк Э.М. Радиационный фон помещений. - М.: Энергоатомиздат, 1989.
101. Кузнецов Ю.В. //Радиохимия, 8, 4, 1966. - ст. 455
102. Кузнецов Ю.В. //Радиохимия, 8, 4, 1966. - ст. 459
103. Кюри М. Радиоактивность. - М.: Физматгиз, 1960.
104. Лаубанбах А.И. Ядерная геофизика. /Пер. с англ. - М.: Гостехиздат, 1962. - ст.124
105. Маренный А.М., Савкин, М.Н., Шинкарев, С.М. Модель для оценки коллективной дозы облучения населения России от радона // АНРИ. – 1999. - № 4. - с. 411; Медицина. – 1999.
106. Международная конференция. „Чернобыль 20 лет спустя. Стратегия восстановления и устойчивого развития пострадавших регионов“. Минск. 19-21

- апреля, 2006 г
107. Мироненко В.А. Динамика подземных вод. Москва. Издательство Московского государственного горного университета, 2001
 108. Мухин И.Е. Тр. Конф. по радиац. Гигиене. - М.: МинздравРСФСР, 1962. -ст. 48.
 - 109.Надарейшвили К. Ш., Цицкишвили, М.,С. и др. Воздействие Чернобыльской катастрофы на радио экологическую ситуацию в Закавказье. Сообщение I. Радионуклидное эхо Чернобыля в Грузии т. VI, 1991. - с. 132-151
 110. Надарейшвили К. Ш., Цицкишвили М.,С., Хазарадзе Р. Е., Вепхвадзе Р.Я., Киртадзе С.Р. Воздействие чернобыльской катастрофы на радиоэкологическую ситуацию в Закавказье. Сообщение II: О возможности проявления влияния чернобыльской катастрофы на здоровье населения республики Грузия.т. VI, 1991. - с. 152-165
 111. Николаев Д.,С. и др. Радиохимия, 8, 4, 1966. - ст. 469.
 112. Николаев Л.С. и др. Геохимический баланс радиоактивных элементов в бассейне Черного и Азовского морей. // Радиохимия. 1966, т. 8, №4. - с. 469-476. Баланс урана. 1969, т. II. №6. - с. 688-698. Баланс изотопов тория. 1973, т. 15, №3. - с. 415-421. Баланс радия.
 113. Носовский А.В. Вопросы радиационной Экологии. – Киев: Высшая Школа, 2001.
 114. Пивоваров Ю.П., Михалёв В.П. Радиационная Экология - Москва ACADEMIA 2004.
 115. Пелевина И. М., Афанасьев Г.Г. Цитогенетическое изменения в периферической крови населения проживающего в регионах, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Последствия чернобыльской катастрофы: Здоровье человека. - М., 1996. – с. 229-244
 116. Поверенный А.И., Шинкаркина В.П. и др. Наследие Чернобыля. / Материалы науч. конференций. – Калуга, 1996. -с.203
 117. Полубаринова-Кочина П.Я. Теория движения грунтовых вод. - Москва: Гостехтеориздат, 1952.
 118. Польский О.Г., Соболев А.И., Коренков А.П. и др. Радон, окружающая среда и население / Серия изданий по радиоэкологической безопасности населения. № 2. - М.: Прима, 1995.
 119. Радиационные исследования. / Под ред. К.Ш. Надарейшвили, т.VI. –

- Тб.:Мецниереба,1991.
120. Радиация. Дозы, эффекты, риск. - М.: Мир, 1990. -79 с.
121. Риск заболевания раком в связи с облучением дочерними продуктами распада радона внутри помещений. Публикация 50 МКРЗ. - М.: Энергоатомиздат, 1992. - 105 с.
122. Рузер Л.С. Радиоактивные аэрозоли. - М.: Изд во Комитета стандартов, 1968. - 191 с.
123. Сахаров В.К Радиоэкология. – Санкт-Петербург-Москва- Краснодар:Изд-во „Лань“, 2006. – 320 с.
124. Сегерлинд Л. Применение метода конечных элементов. Москва: Мир, 1979.
125. Сердюкова А.С., Капитанов Ю.Т. Изотопы радона и продукты их распада в природе. - М.: Атомиздат, 1975. - 312 с.
126. Супаташвили Г.Д. Гидрохимия Грузии (Пресные воды). – Тб., 2003
127. Степановских А.С. Охрана окружающей среды. –Изд-во:Юнити, 2001.
128. Стренг Г., Фикс Дж. Теория метода конечных элементов. М., Мир, 1977
129. Ушаков С.,А., и др. Экологическое состояние территории России.- Изд-во:Академия 2004.
130. Фрид Ж. Загрязнение подземных вод. – М.: Недра, 1981
131. Хаксель О., Шуман Г. Ядерная геофизика. / Пер. с англ. - М.: Мир, 1964. - ст.152
132. Хультквист Б. Ионизирующее излучение естественных источников. - М.: Изд-во Иност.лит-ры, 1959. -198 с.
133. Цицкишвили М. Оценка радиационного фона и дозовых нагрузок на население Грузии. В сборнике-Радиационная экология горных регионов, часть I. – Тб., 2006.
134. Цицкишвили М.С. Оценки дозовых величин радиоактивного фонда в Закавказье. / Тез.докл. IVсес. радиобиологического съезда, т. II. - М., 1989. - с. 548-549.
135. Цицкишвили М.С. Результаты радиэкологического мониторинга Закавказья. Научный доклад по докт. Диссертации.- Обнинск, 1992. - с. 67.
136. Цицкишвили М.С. Фоновые дозовые нагрузки в Закавказье с учетом искусственных радионуклидов. Радиационные исследования.т. IV. – Тб.:Мецниереба, 1989. -с. 147-161.

137. Шалимов С. А., Федоренко З.П. и др. Онкоэпидемиологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Матер.съезда онкологов стран СНГ. - М., 1996.
138. Шевладзе З.Н., Давыдов Г.А. Наследие Чернобыля / Материалы научн. - практ. конференций. - Калуга, 1996. – с. 81.
139. Шестаков В.М. Динамика подземных вод. – М.: Изд-во МГУ, 1979
140. Шуктомова И.И. Тяжелые естественные радионуклиды в водах северо-востока европейской части России. Радиационная биология, 2002, 4, стр. 66-72
141. Эизенберг М. Радиоактивность внешней среды. / Пер. с англ. Под ред. П.П. Лярского. - М.: Атомиздат, 1967.
142. Эфендиев В.А., Иванов В.К., Нилова Э.В. и др. Онкологическая заболеваемость и смертность населения трех районов Калужской области, наиболее загрязненного радионуклидами. // Российский онкологический журнал. – 1998. - №1. - с. 48-54
143. Юсфин Ю.С., Леонтьев Л.И., Черноусов П.И. Промышленность и окружающая среда. Издат. ИЦК „Академкнига“, 2002.
144. Яблоков А.В. Атомная Мифология. - М.: Наука, 1997. - с. 270
145. <http://www.radon.ru/>
146. <http://citysoft.mosmap.ru/>
147. <http://protown.ru/russia/city/articles/2550.html>
148. <http://www.rurealty.ru/articles/18/>
149. <http://geiger.su/?p=18>
150. <http://www.radiation.ru/research/Moscow.htm#moscow>
151. <http://mosecolog.ru/archives/category/ekomonitoring/ekologicheskie-karty>

დანართები

დანართი 1.

ქ. ქუთაისში გამოვლენილი ენდოკრინული, ჰემატოლოგიური დაავადებების, თანდაყოლილი ანომალიებისა და ავთვისებიან სიმსივნეთა სტატისტიკა

ენდოკრინული დაავადებების სტატისტიკა

1998-2011წწ.

(ქ. ქუთაისის ენდოკრინოლოგიური დისპანსერის მონაცემები)

წელი	2011	2010	2009	2008	2007	2006	2005	2004	2003	2002	2001	2000	1999	1998
კვებისა და ნივთიერებათა ცვლის დარღვევით გამოწვეული ავადმყოფობები	725	781	820	943	859	865	1097	820	908	935	786	683	713	679
არატოქსიკური ჩიყვი	322	476	479	587	427	210	599	468	564	656	549	448	484	415
თირეოტოქსიკოზი	1	14	13	32	22	29	47	57	52	44	21	18	25	12
ინსულინდამოკიდებული შაქრიანი დიაბეტი (I ტიპი)	7	39	-	-	20	82	85	6	10	7	45	19	24	18
ინსულინდამოუკიდებელი შაქრიანი დიაბეტი (II ტიპი)	291	423	348	324	390	250	327	260	220	197	124	152	149	188

ონკოჰემატოლოგიური დაავადებებისა და ანემიების სტატისტიკა

1997-2011 წწ.

(იმერეთის კლინიკური საავადმყოფოს მონაცემები)

წელი	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
ონკოჰემატოლოგიური დაავადებები	30	115	136	109	62	144	85	109	144	110	126	198	142		
ანემიები (ჰემოლიზური ანემია, თრომბოციტოპენიური პურპურა)		62	66	61	50	96	57	66	98	97	90	108	80	117	102

მკვდრადშობადობისა და თანდაყოლილი ანომალიების სტატისტიკა

2007-2011 წწ.

(ქ. ქუთაისის სამხარეო დედათა და ბავშვთა სამკურნალო დიაგნოსტიკური ცენტრის მონაცემები)

წელი	2007	2008	2009	2010	2011
მშობიარობა	1859	2074	1981	2016	1877
მკვდრადშობადობა	64	55	64	58	59
თანდაყოლილი ანომალიები (გულის თანდაყოლილი მანკი, ზურგის ტვინის თიაქარი, პნევმოპატიები, ტერატომა, საყლაპავისა და სწორი ნაწლავის ატრეზია)	13	12	16	19	11

ავთვისებიანი სიმსივნეების ავადობის სტატისტიკა

1996-2010 წწ

ყოფილი იმერეთის რეგიონალური ონკოლოგიური ცენტრის მონაცემები:

ლოკალიზაცია	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
კუჭი 151	10	8	10	11	28	18	20	17	20	16	14	10	18	11	12
სწორი ნაწლავი 154	7	9	7	14	7	15	10	8	7	6	10	6	2	11	2
ხორბი 161	9	6	9	3	5	9	4	16	3	7	8	7	6	3	5
ფილტვი 162	33	29	33	38	39	46	37	25	33	26	24	34	20	42	24
კანის 173	5	13	69	42	23	5	8	7	13	18	20	12	6	6	34
სარმევე ჯირკვლის 174	62	42	62	62	47	63	36	46	50	48	48	50	64	68	51
საშვილოსნოს ყელის 180	6	19	6	12	5	8	10	8	6	5	12	6	4	10	9
შარდის ბუშტის 188	7	5	7	3	9	10	7	6	4	3	12	7	5	5	4
ფარისებრი ჯირკვლის 193	2	6	2	–	5	3	2	–	2	1	2	1	1	2	1
სისხლმზადი ორგანოების 200	17	2	13	15	10	7	4	9	2	3	3	2	4	3	11
სულ	158	139	218	200	178	184	138	142	140	133	153	135	130	161	153

1	2	3	4	5	6
2	ოჯ. Pinaceae ფიჭვისებრნი	Cedrus deodara- ჰიმალაის კედარი	ხე	ერთ.	
		Picea orientalis - აღმოსავლური ნაძვი	ხე	ერთ.	
3	ოჯ. Taxaceae ურთხელისებრნი	Pinus pinaster ზღვისპირა ფიჭვი	ხე	მრავალ.	
		Taxus baccata- ჩვეულებრივი უთხოვარი	ხე	ერთ.	
4	ოჯ. Taxod:acae ტაქსოდოიდისებრნი	Cryptomeria iaponica-იაპონური კრიპტომერია	ხე	ერთ.	
განყ. ფართოთესლოვანნი Magnoliophita					
1	ოჯ. Aceraceae ნეკერჩხლისებრნი	Acer campestre- ჩვეულებრივი ნეკერჩხალი	ხე	ერთ.	
		Acer laetum-ქორაფი	ხე	ერთ.	
2	ოჯ. Apocinaceae ქენდირისებრნი	Vinca pubescens- გველის სურო	ბალახოვანი	ერთ.	
3	ოჯ. Amarilidaceae ამრილისებრნი	Galanthus caucasicus- თეთრყვავილა	ბალახოვანი	ერთ.	
4	ოჯ. Araliaceae არალიასებრნი	Hedera caucasigena- ჩვეულებრივი სურო	ლიანა	მრ.	
		Hedera colchica- კოლხური სურო	ლიანა	საშ.	
5	ოჯ. Aquifoliaceae ბადგისებრნი	Ilex colchica- კოლხური ჭყორი	ბუჩქი	საშ.	
6	ოჯ. Asclepiadaceae ღვედკეცისებრნი	Periploca graeca- ღვედკეცი	ლიანა	ერთ.	
7	ოჯ. Berberidaceae კოწახურისებრნი	Berberis vulgaris- კოწახური	ბუჩქი	ერთ.	
8	ოჯ. Betulaceae არყისებრნი	Alnus barbata- ჩვეულებრივი მურყანი	ხე	მრავალ.	
		Alnus incana - ნაცარა მურყანი	ხე	საშ.	

1	2	3	4	5	6
9	ოჯ. Boraginaceae ლაშქარისებრნი	Cinoglossum officinale-ძაღლის ენა Echium vulgare- ლურჯი ძირწითელი Symphytum grandiflorum დიდყვავილა ლაშქარა	ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი	საშ. ერთ. საშ.	
10	ოჯ. Buxaceae ბზისებრნი	Buxus colchica- კოლხური ბზა	ბუჩქი	საშ.	
11	ოჯ. Campanulaceae მაჩიტასებრნი	Campanula cord:folia	ბალახოვანი	ერთ.	
12	ოჯ. Caprifoliaceae ცხრატყავასებრნი	Sambucus edulis- ანწლი Sambucus nigra- დიდგულა Lonicera carpinifolia- ჯიქა Viburnum opulus- ძახველი	ბალახოვანი ბუჩქი ლიანა	მრ. ერთ. ერთ.	
13	ოჯ. Chemopodiaceae ნაცარქათამასებრნი	Chenopodium album- ნაცარქათამა	ხე ბალახოვანი	ერთ. მრ.	
14	ოჯ. Celastraceae ჭანჭყატისებრნი	Eonimus europea- ჩვეულებრივი ჭინჭყატი	ბუჩქი	ერთ. ერთ.	
15	ოჯ. Compositae რთულყვავილოვანნი	Achillea millefolium- ფარსმანდუკი Anthemis cotula- კამანია Artemisia absinthium-აბზინდა	ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი	ერთ. ერთ. საშ. საშ.	
16	ოჯ. Compositae რთულყვავილოვანნი	Cichorium intubus- ვარდკაჭაჭა Erigeron Canadensis- ცხენისკუდა Inula germanica- მზიურა	ბალახოვანი ბალახოვანი	საშ. მრ. ერთ.	

17	ოჯ. Convolvulaceae ხვართქლასებრნი	Lapsana communis- ფუჩკუჩა	ბალახოვანი	საშ.	
		Taraxacum officinale- ბაბუაწვერა	ბალახოვანი	საშ.	
18	ოჯ. Cornaceae შინდისებრნი	Calystegia silvatica- დიდი ხვართქლა	ბუჩქი	ერთ.	
		Convolvulus arvensis- ხვართქლა	ბუჩქი	საშ.	
19	ოჯ. Corylaceae თხილისებრნი	Cornus mas-შინდი	ხე	ერთ.	
		Thelycrania australis- შინდანწლა	ხე	საშ.	
20	ოჯ. Czuciferae ჯვაროსანნი	Carpinus caucasica- რცხილა	ხე	მრ.	
		Carpinus orientalis- ჯაგარცხილა	ხე	მრ.	
21	ოჯ. Cuscutaceae აბრეშუმისებრნი	Corulus avelana			
		Capsella bursa- ხაჭიჭორა	ბალახოვანი	საშ.	
22	ოჯ. Ebenaceae ბანოზისებრნი	Cardamine hirsuta- ტყის წიწმატი	ბალახოვანი	საშ.	
		Dentaria quinquefolia-ტყის ბოლოკა	ბალახოვანი	ერთ.	
23	ოჯ. Ericaceae მანანასებრნი	Lepidium ruderales Sisymbrium officinale- სამკურნალო გონგოლა	ბალახოვანი	ერთ.	
		Cuscuta europaea- აბრეშუმა	ლიანა	ერთ.	
23	ოჯ. Ericaceae მანანასებრნი	Diospiros lotus- ჩვეულებრივი კაკკასიური ხურმა	ხე	ერთ.	
		Rhododendron luteum - იელი	ბუჩქი	საშ.	
23	ოჯ. Ericaceae მანანასებრნი	Rhododendron ponticum-შქერი	ბუჩქი	ერთ.	
		Vaccinium azrctostaphylos- მაღალი მოცვი	ბუჩქი	საშ.	

1	2	3	4	5	6
24	ოჯ.Euphorbiaceae რძიანასებრნი	Euphorbiastricta	ბალახოვანი	საშ.	
25	ოჯ.Fagaceae წიფლისებრნი	Castanea satira- ჩვეულებრივი წაბლი Fagus orientalis- აღმოსავლური წიფელი Quercus hartrissiana- ჰარტვისის მუხა Quercus iberica- ქართული მუხა Quercus imeretina- იმერული მუხა Quercus castaneifolia- წაბლფოთოლა მუხა	ხე ხე ხე ხე ხე	საშ.	
26	ოჯ.Helleboraceae ხარისძირასებრნი	Helleborus abchasicus- ხარისძირა Helleborus caucasicus- კავკასიური ხარისძირა	ბალახოვანი ბალახოვანი	ერთ. საშ.	
27	ოჯ.Hypericaceae კრაზანასებრნი	Hypericum androsaemum- კორობელა Hypericum inodorum Hypericum perfozatum- კრაზანა	ბალახოვანი ბალახოვანი	ერთ. ერთ. საშ.	
28	ოჯ.Labiatae ტუჩოსანნი	Ayuga reptans- პირწმინდა Betonica officinalisსამკურნა ლო ხარისპირა Ylechoma hederacea- ობობა Lamium albam- ჭინჭრის დედა	ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი	ერთ. ერთ. ერთ. ერთ.	

		Meutha pulegium- ომბალო Originum vulgare- თავშავა Prunella vulgaris- გობისცხვირა Stachis silvatica- ყვანჩალა Teucrium nuchense-	ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი	საშ.	
29	ოჯ. Caryophyllaceae მიხაკისებრნი	Saponaria officinalis -	ბალახოვანი	ერთ.	
30	ოჯ. Lauraceae დაფნისებრნი	Laurus nobilis -	ხე		
31	ოჯ. Fabaceae პარკოსანნი	Amopha fruticosa Coronilla vazia – ხუთყურა Cytisus hirsutisimus – ტყის ცოცხი Lotus corniculatus – კურდღლის ფრჩხილა Medicago minima Bartalinii –ბირკიანი იონჯა Melilotus officinalis – სამკურნალო ძიძო Onomis arvensis - ფშნის ეკალი	ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი	ერთ. საშ.	
32	ოჯ. Fabaceae(Leguminosae) პარკოსანნი	Orobus vermus –ტყის ცერცველა Psoralia pseudoacia Robinia pseudoacia – ცრუაკაცია, თეთრი აკაცია, ეკლისხე Sparcium yunceum – ესპანური კურდღლისცოცხა Trifolium campestre Trifolium arvense- ბურტყელა სამყურა Trifolium hybridum –	ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი	საშ.	

		შვედური სამყურა Trifolium medium – ტყის სამყურა Trifolium pratense – წითელი სამყურა Trifolium repens – თეთრი სამყურა Vicia harborensis - ცხენის ცერცვალა Convllaria	ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი		
33	ოჯ. Alliaceae შროშანისებრნი	Conalaria transcasica –შროშანა Erytronium caucasicum –ძაღლის კბილა Muscari srovitsiana – ძაღლნიორა Paris incompreta – ხარისთვალა Scilla sirica – ცისთვალა Ruscus ponticus – თაგვისარა Ruscus hypophyllum – ძმერხალი	ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბუჩქი ბუჩქი	საშ.	
34	ოჯ. Smilaxaceae ეკალიქისებრნი	Smilax excelia - ეკალიქი	ლიანა	საშ.	
35	ოჯ. Mozraceae თუთისებრნი	Ficus carica-ლევვი Morus alba -თუთა	ხე	საშ. ერთ.	
36	ოჯ. Myrtaceae მირტისებრნი	Eucalyptus viminalis - ევკალიპტი	ხე	ერთ.	
37	ოჯ. Loranthaceae ფითრისებრნი	Viscum album - ფითრი	ბუჩქი	ერთ.	
38	ოჯ. Lytraceae ცოცხმაგრასებრნი	Lythrum salicaria- ცოცხმაგრა Logertstroemia indica- ირმისრქა	ბალახოვანი ბალახოვანი	ერთ.	
39	ოჯ. Malvaceae ბალბისებრნი	Malra silvestris	ბალახოვანი	ერთ.	

1	2	3	4	5	6
40	ოჯ. Oleaceae ზეთისხილისებრნი	Fraxinus excelsior- ჩვეულებრივი იფანი Fzaxinus oxycazrpa- მსხვილნაყოფა იფანი Ligustrum vulgare- კვიდო	ხე ხე ბუჩქი	ერთ.	
41	ოჯ. Plantaginaceae მრავალძარღვასებრნი	Plantago lanceolata – ლანცეტა მრავალძარღვა Plantago major - მრავალძარღვა	ბალახოვანი ბალახოვანი	მრავალ.	
42	ოჯ. Platanaceae ჭადრისებრნი	Platanus orientalis- აღმოსავლური ჭადარი	ხე	საშ.	
43	ოჯ. Polygalaceae წიწინაურისებრნი	Polygala maraschvilii- მაშვილის წიწინაური	ბალახოვანი	ერთ.	
44	ოჯ. Pzimulaceae ფურისულისებრნი	Anagallis arvensis- საპოვნელა Lysimachia verticillaris- ხახვთესლა Pzimula Woronovrii- ფურისულა Cyclamen verum- ყოჩივარდა	ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი	საშ.	
45	ოჯ. Polygonaceae მატიტელასებრნი	Polygonum aviculare- ჩვეულებრივი მატიტელა Polygonum hydropiper-წალიკა Rumex conglomeratus- ლოლოშბაგა	ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი	საშ.	

1	2	3	4	5	6
46	ოჯ. Phytolaceae ჭიაფერასებრნი	Phytolacea americama-ჭიაფერა	ბალახოვანი	ერთ.	
47	ოჯ. Punicaceae ბროწეულისებრნი	Punica granatum- ბროწეული	ბუჩქი	ერთ.	
48	ოჯ. Ranunculaceae ბაიასებრნი	Clematis vitalba- კატაბარდა Ficaria ledebourii- ჩაწყობილი ბაია Ranunculis repens- მხოხავი ბაია Rununculis bulbosus Rununculus georgicus-ქართული ბაია	ლიანა ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი	ერთ. ერთ. საშ. საშ. საშ.	
49	ოჯ. Rhamnaceae ხეჭარელისებრნი	Frangula alnus- ხეჭრელი Rhamnus imeretina- იმერული ხეშავი	ხე ხე	ერთ.	
50	ოჯ. Rosaceae ვარდისებრნი	Aruncus vulgaris- მუკენძალა Agrimonia eupatoria- ბირკავა Cerasus silvestris- ბალამწარა Crataegus kyrtostyla- წითელი კუნელი Crataegus pentagina- შავი კუნელი Cidonia oblanga- კომში Dushesnea indica- გველის მარწყვი Fzagaria vesca – ტყის მარწყვი Yeum urbanum- ნიგვზისძირა Laurocezasus officinalis-წყავი Malus orientalis- მაჟალო	ბალახოვანი ბალახოვანი ხე ხე ხე ხე ხე ხე ბალახოვანი ბალახოვანი ხე ხე ხე	ერთ. საშ. ერთ. საშ. საშ. ერთ. ერთ. საშ. საშ. ერთ. ერთ.	

		Mespilus germanica- ზღმარტლი	ბუჩქი	ერთ.	
		Potentilla reptans	ბალახოვანი	საშ.	
		Potentilla erecta- ოთხფურცელა	ბალახოვანი	საშ.	
		მარწყვა ბალახა			
		Prunus divaricata- ტყემალი	ხე	საშ.	
		Poterium		ერთ.	
		polygamum-ურაშა	ბალახოვანი		
		Pyracantha coccinea- ჩიტავაშლა	ბუჩქი	საშ. ერთ.	
		Purus caucasica- პანტა	ხე	საშ.	
		Rosa corymbifera	ბუჩქი	საშ.	
		Rubus caucasicus- მაყვალა	ბუჩქი	ერთ. ერთ.	
		Sorbus torminalis- თამელი	ხე	ერთ. ერთ.	
51	ოჯ. Rutaceae ტეგანისებრნი	Poncirus trifoliata- სამყურა ლიმონი	ხე	ერთ.	
52	ოჯ. Salicaceae ტირიფისებრნი	Populus nigra-ვერხვი	ხე	მრავალ.	
		Salix excelsa- ტირიფი	ხე	მრავალ.	
53	ოჯ. Dolanaceae ძალყურისებრნი	Datura stramonium- ლემა	ბალახოვანი	ერთ.	
		Physalis alkekengi- ონტკოვა	ბალახოვანი	ერთ.	
54	ოჯ. Staphylaceae ჯონჯოლისებრნი	Staphylea pinnata- ჩვეულებრივი ჯონჯოლი	ხე	ერთ.	
		Staphylea colchica- კოლხური ჯონჯოლი	ხე	ერთ.	
55	ოჯ. Tiliaceae ცაცხვისებრნი	Tilia caucasica- კავკასიური ცაცხვი	ხე	ერთ.	
56	ოჯ. Ulmaceae თელისებრნი	Ulmus minor-თელა	ხე	ერთ.	
		Zelkova carpinifolia- ძელქვა	ხე		

1	2	3	4	5	6
57	ოჯ. Umbeliferae ქოლგისანნი	Eringium biebersteinianum- ლურჯი ნარი Sanicula europaea- ქრისტესბეჭედა	ბალახოვანი	საშ.	
58	ოჯ. Urticaceae ჭინჭრისებრნი	Urtica dioica- ჭინჭარი	ბალახოვანი	საშ.	
59	ოჯ. Verbenaceae ცოცხანასებრნი	Verbena officinalis- ცოცხანა	ბალახოვანი	ერთ.	
60	ოჯ. Violaceae იისებრნი	Viola odorata- სურნელოვანი ია	ბალახოვანი	საშ.	
61	ოჯ. Iuncaceae ჭილისებრნი	Iunca effusus-ჭილი	ბალახოვანი	ერთ.	
62	ოჯ. Scrophulariaceae შავწამალასებრნი	Linaria imeretina Digitalis ciliata Digitalis schischkinii Veronica imerethica	ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი ბალახოვანი	ერთ. ერთ. ერთ. ერთ.	
63	ოჯ. Amaranthaceae ჯიჯილაყასებრნი	Amaranthus libridus	ბალახოვანი	ერთ.	

ქ. ქუთაისის ჰიდრომეტეოროლოგიური მონაცემები (ტემპერატურა, ქარი, ფარდობითი ტენიანობა, ნალექები, წნევა)

2008-2012 წწ.

კოლხეთის რეგიონული ჰიდრომეტეოლოგიური სამმართველოს ქუთაისის მეტეოროლოგიური სადგურის მონაცემები

2008 წელი

თვე	$t_{მაქს}^{\circ C}$	$t_{მინ}^{\circ C}$	$t_{საშ}^{\circ C}$	$V_{საშმ/წმ}$	$V_{მაქსმ/წმ}$	f %	ჩმმ.	ჩმბ.
1	15,6	-4,0	3,0	6	28-ა	60	77,7	1011,0
2	20,0	-1,8	4,5	5	20-ა	66	56,9	1012,1
3	29,0	3,4	13,3	5	30-ა	63	125,5	1000,0
4	32,0	5,2	15,9	4	22-ჩდ	70	43,4	1001,3
5	33,5	6,2	15,8	3	18-ა	77	164,8	1002,2
6	30,0	11,8	20,5	3	20-ა	76	116,1	1000,4
7	36,8	15,4	23,4	3	20-ა	81	73,8	997,9
8	38,0	18,8	25,6	4	25-ა	74	32,1	997,7
9	32,6	13,6	21,7	4	20-ა	74	209,8	999,9
10	28,0	10,5	17,0	5	27-ა	70	174,9	1006,3
11	23,4	4,6	13,3	6	25-ა	65	92,6	1008,1
12	23,6	-1,0	8,1	6	25-ა	67	84,3	1008,9

2009 წელი

თვე	$t_{მაქს}^{\circ C}$	$t_{მინ}^{\circ C}$	$t_{საშ}^{\circ C}$	$V_{საშმ/წმ}$	$V_{მაქსმ/წმ}$	f %	ჩმმ.	ჩმბ.
1	17,2	-4,0	6,1	6	33-ა	67	121,0	1007,3
2	22,6	1,4	10,2	6	23-ა	63	99,8	1001,0
3	22,6	-1,0	9,2	5	20-ა	67	149,1	1002,0
4	27,0	2,8	11,8	5	23	68	73,0	1003,7
5	30,6	7,6	17,7	3	20	70	47,6	1002,8
6	36,6	14,0	24,0	6	23	65	96,0	1000,2
7	35,6	16,0	23,5	3	23	81	264,2	997,2
8	33,2	14,2	22,0	3	17	74	54,0	1001,1
9	30,6	9,4	19,8	4	28	75	167,8	1001,3
10	30,0	11,0	19,5	5	22	65	52,8	1003,6
11	24,2	3,6	12,2	6	28	71	215,8	1004,5
12	10,7	14,8	7,9	6	13	60	111,0	1002,7

2010 წელი

ოვე	t _{დაქ} °C	t _{აბ} °C	t _{საშ} °C	V _{საშ} /წმ	V _{დაქ} /წმ	f %	ჩმმ.	ჩმბ.
1	18.8	-4.0	8.8	7	24	65	108.8	1004.0
2	19.8	0.6	9.3	8	31	58	162.4	1000.9
3	25.8	0.0	9.9	6	32	71	200.0	1005.1
4	30.0	4.8	13.6	5	25	68	26.4	1015.8
5	32.5	8.4	18.9	3	19	70	98.4	999.6
6	39.0	17.2	24.3	4	24	73	101.4	996.2
7	39.0	19.6	26.1	3	22	74	79.5	996.7
8	40.4	19.4	28.2	4	22	65	34.5	996.9
9	40.0	16.4	24.2	5	32	67	226.6	1000.3
10	29.4	7.0	16.7	4	25	80	284.4	1003.2
11	27.0	5.6	15.0	4	20	62	9.0	1005.9
12	24.6	5.0	13.4	5	25	58	28.7	1002.8

2011 წელი

ოვე	t _{დაქ} °C	t _{აბ} °C	t _{საშ} °C	V _{საშ} /წმ	V _{დაქ} /წმ	f %	ჩმმ.	ჩმბ.
1	18,2	1,4	7,3	4	20 ს	67	73,3	1006,8
2	13,8	-2,4	4,0	7	32 ს	78	279,4	1003,8
3	23,4	0,2	8,7	4	28 ს	74	108,1	1007,9
4	26,4	3,0	11,8	7	32 ს	76	119,0	1001,2
5	31,6	6,4	17,2	4	20 ს	75	46,5	1001,8
6	30,8	15,8	21,0	3	17 დ	78	159,1	9987
7	41,5	17,6	25,3	3	17 ს	74	32,7	996,4
8	34,4	16,8	24,6	5	27 ს	70	33,2	998,5
9	29,8	12,0	20,7	3	24 ს	73	227,3	1001,8
10	31,6	6,8	15,7	4	20 ს	75	145,9	1005,3
11	18,8	0,4	6,1	3	18	80	192,0	10010,4
12	18,0	0,2	8,4	6	30	61	42,9	1008,8

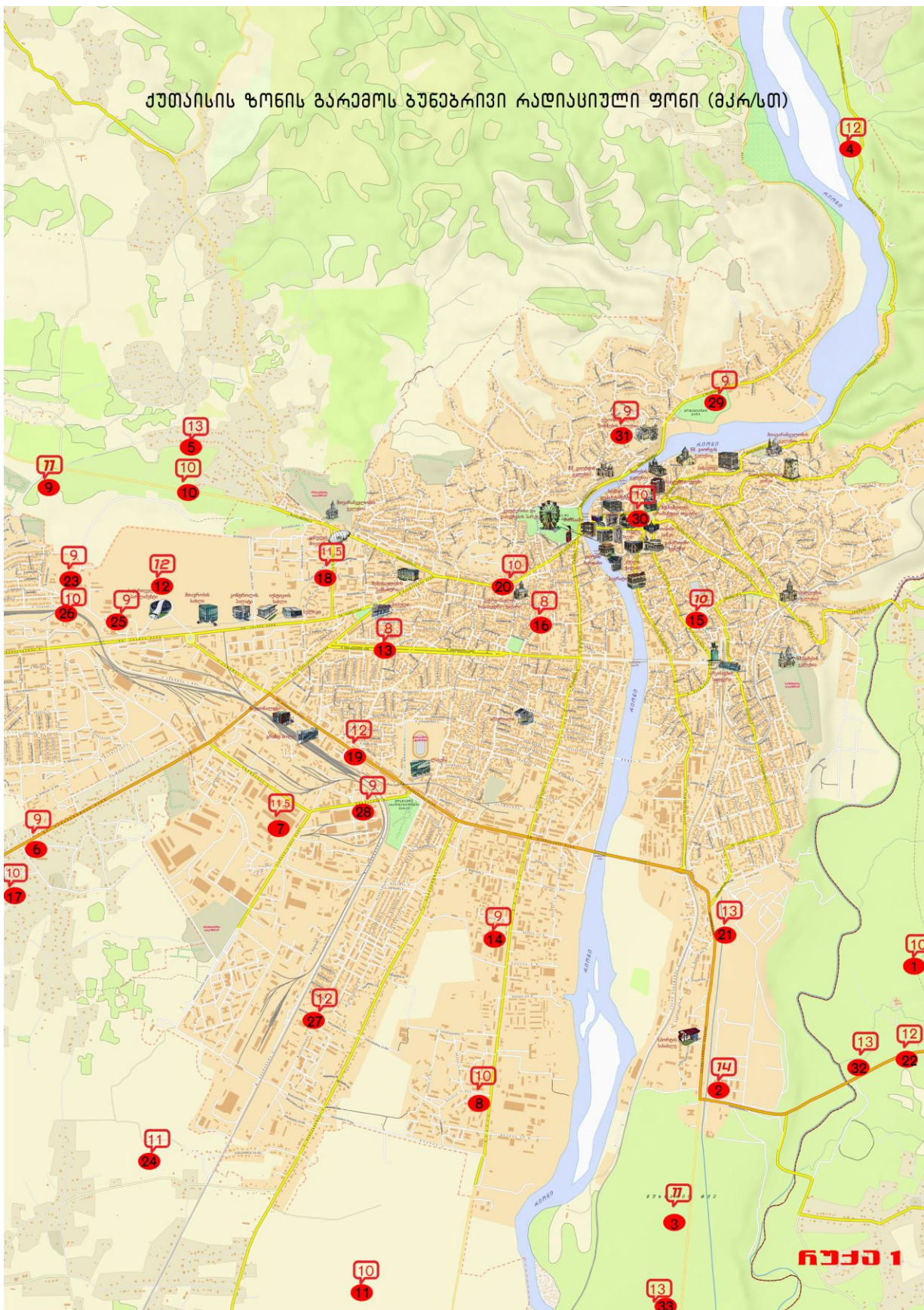
2012 წელი

ოვე	t _{დაქ} °C	t _{აბ} °C	t _{საშ} °C	V _{საშ} /წმ	V _{დაქ} /წმ	f %	ჩმმ.	ჩმბ.
1	16.0	-3.4	5.8	5	25	68	109.9	1004.3
2	17.6	-4.8	3.9	6	27	66	86.1	1006.2
3	20.8	-2.2	4.2	4	28	79	247.7	1006.9
4	30.2	7.0	16.7	4	18	61	93.5	1000.1
5	33.4	13.6	20.3	3	20	71	56.1	999.0
6	38.8	14.6	23.7	4	22	68	115.7	999.9
7	40.4	13.4	25.6	4	23	64	59.2	997.2
8	36.2	16.0	24.5	3	20	73	89.1	998.6
9	34.4	15.4	22.8	4	27	66	56.3	1001.9
10	32.6	12.4	20.0	5	24	64	86.2	1003.2

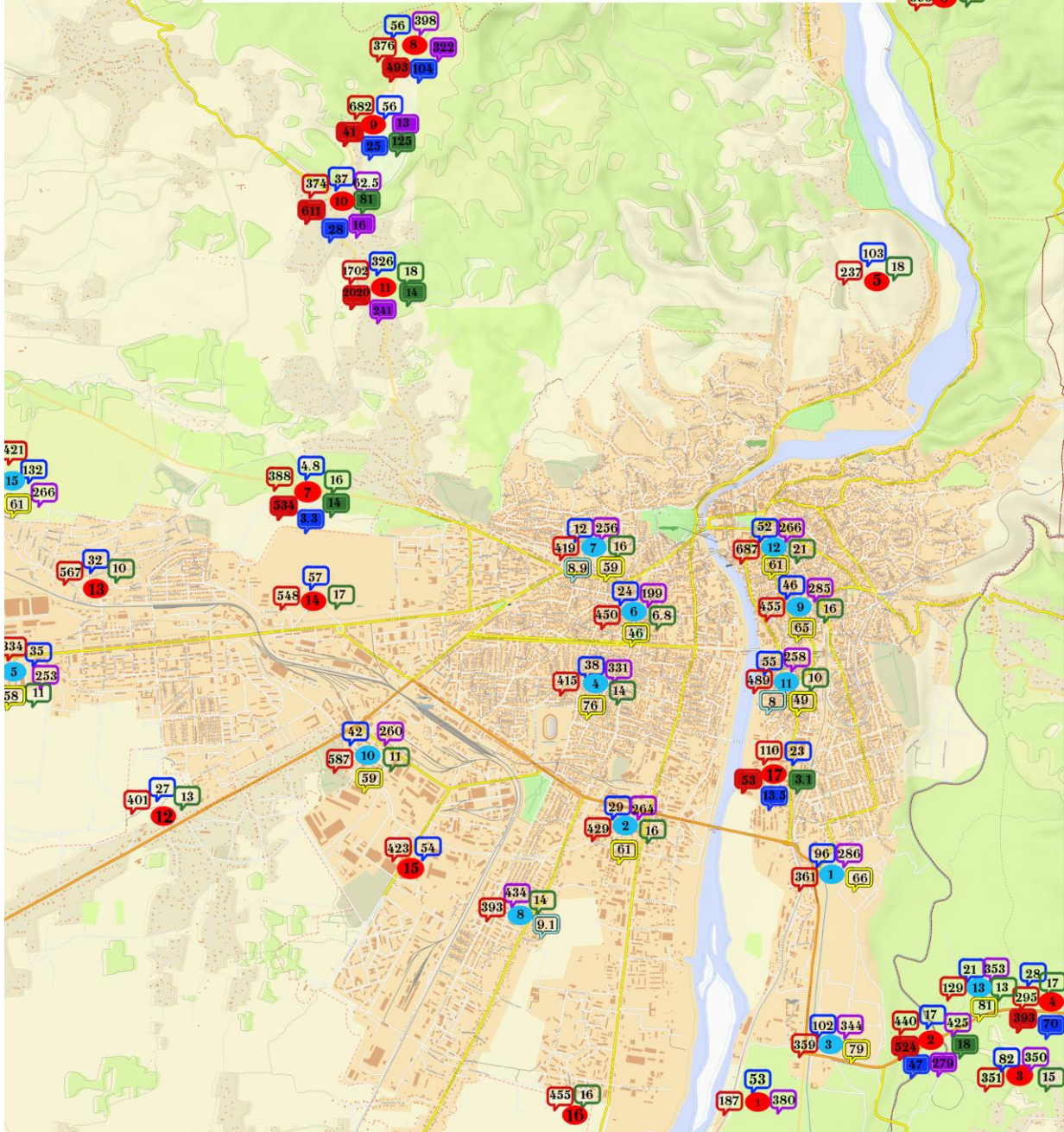
ყოფილი საბჭოთა შეიარაღებული ძალების სამხედრო ნაწილების
ქალაქ ქუთაისში დისლოკაციის ადგილები

1. 31-ე სადესანტო მოიერეიშე ბრიგადა (ახალგაზრდობის გამზ.)
2. ცალკეული საარტილერიო პოლკი (ნიკეას ქ. №19).
3. რუსეთის თავდაცვის სამინისტროს კადრირებული დივიზია, ე.წ. “ცისფერი დივიზია” (ყოფ. სატრაქტორო ქარხნის უკანა მიმდებარე ტერიტორია).
4. სურსათის საწყობი (ნინოშვილის ქუჩა მე-8 ჩიხი).
5. რუსეთის შინაგანი ჯარი (ავტომშენებლის ქუჩა, ამჟამად კადეტთა სასწავლო ცენტრი).
6. კავშირგაბმულობის ცალკეული ბატალიონი (ჩეჩელაშვილის ქუჩა №49).
7. ცალკეული სამშენებლო ბატალიონი (რუსთაველის ქუჩა-პრესის სახლთან)
8. სამხედრო სავაჭრო საწარმო (ნ. ლომოურის ქუჩა).
9. 31-ე არმიის შტაბი (ტ. ტაბიძის ქუჩა)
10. სამხედრო სამუშაოების სარემონტო სამმართველო (ჭავჭავაძის გ. ე.წ. “კეჩი”).
11. საბინაო-საექსპლოატაციო ნაწილი (ბაქოს ქუჩა №10).
12. კავშირგაბმულობის ბაზა (თამარ მეფის ქუჩა)
13. საბრძოლო მასალების საწყობი (თერჯოლის რაიონის სოფ. გოდოგანი, ე.წ. “კოხი”).
14. საავიაციო ჭურვების საწყობები (ბაღდათის რაიონის სოფ. ვარციხე).

ქუთაისის ზონის გარემოს ბუნებრივი რადიაციული ფონი (მკრ/სთ)



ქ ქუთაისისა და მისი მხედების რაიონების სადაცეში (0.5, 5-20 სმ ხედში)
რაიონული კლდეების შექვევლობა



მართობითი აღნიშვნები

- 1-18 - შებენილი ქუჩები (სადაცე)
- 1-18 - შებენილი ქუჩები (ყოფილი ხაქუთაი შებენილი ქუჩები და მისი მხედების რაიონების რაიონული კლდეები, სადაცე)
- - ქალიშვილი-40 (0.5 სმ. ხედში)
- - ქალიშვილი-137 (0.5 სმ. ხედში)
- - რაიონული-224 (0.5 სმ. ხედში)
- - რაიონული-226 (0.5 სმ. ხედში)
- - ქალიშვილი-40 (5-20 სმ. ხედში)
- - ქალიშვილი-137 (5-20 სმ. ხედში)
- - რაიონული-224 (5-20 სმ. ხედში)
- - რაიონული-226 (5-20 სმ. ხედში)
- - აქტიური-228 (0.5 სმ. ხედში)
- - უზან-235 (0.5 სმ. ხედში)

რკინი 2