

ივანე ჯავახიშვილის სახელობის თბილისის სახელმწიფო უნივერსიტეტი
ზუსტ და საბუნებისმეტყველო მეცნიერებათა ფაკულტეტი

დოქტორანტურის საგანმანათლებლო პროგრამა
„გეოგრაფია“

მარია ავქოფაშვილი

მძიმე ლითონებით დაბინძურებული ნიადაგების რემედიაცია

გეოგრაფიის დოქტორის აკადემიური ხარისხის მოსაპოვებლად
წარმოდგენილი დისერტაცია

სამეცნიერო ხელმძღვანელები:

ლია მაჭავარიანი – გეოგრაფიის მეცნიერებათა დოქტორი, პროფესორი
ალექსანდრე ლონლაძე – ფიზიკა-მათემატიკის მეცნიერებათა დოქტორი

თბილისი
2022



Ivane Javakishvili Tbilisi State University
Faculty of Exact and Natural Sciences

Doctoral Program: Geography

Marika Avkopashvili

Soil Remediation Contaminated by Heavy Metals

The thesis work is performed to obtain a PhD academic degree in Geography

Scientific Supervisors:

Lia Matchavariani – Doctor of Geographical Sciences, Professor;
Alexander Gongadze – Doctor of Physical and Mathematical Sciences

Tbilisi
2022

შინაარსი

შესავალი	3
თემის აქტუალობა	4
მიზანი და ამოცანები.....	5
კვლევის მეცნიერული სიახლე.....	6
თავი 1. რეგიონის პრობლემები და ლიტერატურული მიმოხილვა	8
1.1. ნიადაგები და მისი დაბინძურება.....	8
1.2. რემედიაცია.....	12
1.3. ფიტორემედიაცია	12
1.4. ბიოაქტივატორების გამოყენება ფიტორემედიაციაში.....	15
1.5. რეკულტივაცია.....	16
1.6. წყლის დაბინძურება.....	17
1.7. მცენარეული საფარის NDVI ინდექსი.....	18
თავი 2. კვლევის ობიექტის მდებარეობა, გეოგრაფიული მახასიათებლები და ისტორიული მიმოხილვა	20
2.1. კვლევის ობიექტის მდებარეობა	20
2.2. კვლევის ობიექტის კლიმატი და გეოლოგია.....	20
2.2.1. მინერალიზაცია ბოლნისის მუნიციპალიტეტში.....	22
2.2.2. კუროკოს ტიპის მინერალიზაცია.....	23
2.3. კვლევის ობიექტში გავრცელებული ნიადაგები.....	24
2.4. კომპანია RMG-ს შეფასება	27
თავი 3. ნიადაგების დაბინძურების პრობლემა საქართველოსა და მის ფარგლებს გარეთ	41
თავი 4. კვლევის ეტაპები და მეთოდოლოგია.....	44
4.1. კვლევის განხორციელების ეტაპები.....	44
4.2. ნიადაგების კვლევის მეთოდი.....	48
4.3. ფიტორემედიაციული კვლევის მეთოდი.....	52
4.4. კვლევაში გეო-ინფორმაციული სისტემების გამოყენება	53
თავი 5. კვლევის საფუძველზე მიღებული შედეგები	55
5.1. ნიადაგების კვლევის შედეგები.....	55
5.1.1. ნიადაგის მონაცემების კალკულაცია.....	71
5.1.2. კორელაციური კავშირების დადგენა.....	77
5.1.1. ინტერპოლაციის მეთოდით დაბინძურების ცხელი წერტილების განსაზღვრა...	79

5.1.2. აღმოსავლეთ და დასავლეთ საქართველოს ნიადაგების დაბინძურების შედარებითი ანალიზი.....	81
5.2. რემედიაციული კვლევის შედეგები.....	82
5.3. მდინარის წყლის კვლევის შედეგები.....	103
5.4. კარიერის მოქმედების გავლენა რელიეფზე	109
5.5. მცენარეული საფარის NDVI ინდექსის გამოთვლის შედეგები.....	114
რეკომენდაციები და რეკულტივაციის განხორციელების ზოგადი გეგმა	122
დასკვნა.....	124
გამოყენებული ლიტერატურა	126
სადისერტაციო ნაშრომის ფარგლებში გამოქვეყნებული პუბლიკაციები	136

აბსტრაქტი

ნიადაგი სიცოცხლის წარმოშობის წყაროა, იგი მინერალებისა და ორგანული ნივთიერებების ნაზავია, რომელიც მცენარის აღმოცენებას და ზრდას განაპირობებს. ნიადაგი გავლენას ახდენს საკვებზე, რომელსაც ადამიანი იღებს; წყალზე, რომელსაც სვამს; ჰაერზე, რომელსაც სუნთქავს; ფლორაზე, ფაუნაზე, ადამიანების ჯანმრთელობაზე. აქედან გამომდინარე მისი დაბინძურება ჯაჭვურ რეაქციებს იწვევს და ნეგატიურად მოქმედებს სხვა კომპონენტებზე. ინდუსტრიალიზაციის ზრდასთან ერთად, მნიშვნელოვნად იზრდება ინდუსტრიული ნარჩენების მავნე ზემოქმედების გავლენა გარემოზე, განსაკუთრებით წყალსა და ნიადაგზე, სადაც მძიმე ლითონები აკუმულირდება. ნიადაგებისა და წყლის მძიმე ლითონებით დაბინძურება მნიშვნელოვან საყოველთაო პრობლემას წარმოადგენს მთელს მსოფლიოში. ნიადაგების დაბინძურების პრობლემასთან ბრძოლის გზები დიდ დროს, დანახარჯებსა და ძალისხმევას მოითხოვს. ამ პრობლემასთან ბრძოლის სხვადასხვა მეთოდი დანერგილი, ერთ-ერთ ყველაზე უსაფრთხო და ეფექტური მეთოდი ფიტორემედიაცია გახლავთ.

საქართველოში, ბოლნისის მუნიციპალიტეტში სპილენძს ნახევარი საუკუნე, ოქროს კი ორ ათეულ წელზე მეტია ღია კარიერული წარმოების მეთოდით მოიპოვებენ. ლიტერატურული წყაროების მიხედვით, რეგიონის ნიადაგებში და წყალში მძიმე ლითონების შემცველობა ზღვრულ დასაშვებ ნორმას აღემატება. რეგიონი საჭიროებს როგორც სასოფლო-სამეურნეო ნიადაგებისა და წყლის რესურსების ინტენსიურ კვლევას, ასევე ისეთი ადგილობრივი მცენარეული ჯიშების გამოვლენას, რომელთაც ნიადაგებიდან მძიმე ლითონების რემედიაციის უნარი გააჩნიათ.

წინამდებარე კვლევის მიზანს წარმოადგენდა ქიმიური ელემენტების შემცველობების გამოკვლევა ბოლნისისა და დმანისის მუნიციპალიტეტების სასოფლო-სამეურნეო ნიადაგებში, აგრეთვე კარიერის მადანში; დაბინძურებული ნიადაგების რემედიაციისთვის ადგილობრივი მცენარეული ჯიშების ფიტორემედიაციული უნარების შესწავლა; ფიტორემედიაციულ კვლევაში ბიო-აქტივატორების გამოყენება მცენარეების ფიტორემედიაციული უნარის გაუმჯობესების მიზნით; საკვლევი ტერიტორიის მდინარეებში მძიმე ლითონების განსაზღვრა; ღია კარიერული წარმოების შედეგად

რელიეფის ცვლილების კვლევა; მცენარეული საფარის NDVI ინდექსის გამოთვლა და მათზე ღია კარიერის წარმოების გავლენის კვლევა.

ნიადაგის, წყლისა და მცენარის ნიმუშებში მძიმე ლითონების განსასაზღვრად გამოყენებულია AAS და ICP-MS ხელსაწყოები. შედეგები სტატისტიკურად დამუშავდა Microsoft Excel-ში. NDVI ინდექსის გამოთვლა, რელიეფის ცვლილების დადგენა და ჰიდროლოგიური მოდელირება გეო-ინფორმაციული სისტემის (GIS) გამოყენებით ჩატარდა. დინამიკური კვლევის შედეგად, ნიადაგებში ზოგიერთი მძიმე ელემენტის მატების საპირისპიროდ, ფიქსირდება ადამიანისათვის სასიცოცხლოდ აუცილებელი რამდენიმე ელემენტის კლება. მძიმე ლითონების შემცველობა ზღვრულ ნორმებს აღემატება მდინარის წყალშიც. მონაცემების სტატისტიკური დამუშავებით, მძიმე ლითონების მატება ანთროპოგენური ზემოქმედებისგანაა გამოწვეული და ზოგიერთი სოფელი მაღალი ეკოლოგიური რისკის საშიშროების ქვეშაა მოქცეული. გამოკვლეულ მცენარეებს, მძიმე ლითონების მიმართ, ფიტორემედიაციული უნარი აღმოაჩნდათ, თუმცა, შედეგების არაერთგვაროვნების გამო, ვერ ჩაითვლებიან ჰიპერაკუმულატორ მცენარეთა ჯგუფის წევრებად. აღმოჩნდა, რომ მცენარის სიცოცხლის ხანგრძლივობის ზრდის პარალელურად, იზრდება მის მიერ აკუმულირებული ელემენტების რაოდენობა. ბიო-აქტივატორიანმა მცენარეებმა, საკონტროლო მცენარესთან შედარებით, კარგი შედეგი აჩვენეს, თუმცა უმეტესად საკონტროლო მცენარის მიერ აკუმულირებული ელემენტების რაოდენობა ჭარბობს ბიო-აქტივატორიანი მცენარეების მიერ აკუმულირებული ელემენტების რაოდენობას. შესაბამისად, კვლევაში გამოყენებული ბიო-აქტივატორები ვერ ჩაითვლებიან მცენარის ფიტორემედიაციული უნარის გაზრდის სტიმულატორებად. კვლევებზე დაკვირვებამ აჩვენა, რომ ელემენტის ატომური მასა განაპირობებს ამ ელემენტის ჰაერში გადაადგილების მანძილს. რაც უფრო მძიმეა ელემენტის ატომური მასა, მისი გადაადგილების მანძილი მცირდება და პირიქით, რაც უფრო მსუბუქია ელემენტის ატომური მასა, მისი ჰაერში გადაადგილების მანძილიც იზრდება. კარიერული წარმოების შედეგად, საკმაოდ ვრცელ ტერიტორიაზე ნიადაგი და მცენარეული საფარი სრულიად განადგურდა. მცენარეული საფარის NDVI ინდექსის არაკანონზომიერული განაწილების გამო, რთულია ითქვას რომ ღია-კარიერის მოქმედება მცენარეული საფარის ჯანსაღუნარიანობაზე ნეგატიურად მოქმედებს, შესაძლოა მცენარეულ საფარში მძიმე ლითონთა რაოდენობა ზღვრულ

დასაშვებ ნორმას აჭარბებს, მაგრამ მათში ელემენტების ისეთი ტოქსიკური რაოდენობა არ არის, რომ მცენარეულ საფარზე რაიმე სახის ვიზუალური ცვლილება გამოიწვიოს.

Abstract

Soil is the source of life, it is a mixture of minerals and organic matter that promotes plant germinate and growth. Soil affects the food that human consumes, on the water he drinks, on the air he breathes, flora, fauna, human health. Hence its pollution causes a chain reaction and adversely affects other components. With the development of industrialization, the impact of industrial waste on the environment, especially water and soil, where heavy metals accumulate, is significantly increasing. Heavy metal contamination of soils and water is a major global problem. Ways to eliminate soil contamination require a lot of time, expense and effort. There are various methods to combat this problem, one of the safest and most effective method is phytoremediation.

In Bolnisi municipality (South-East Georgia) copper has been mined for half a century, while gold has been mined for more than two decades through open quarry production. According to the literature, the content of heavy metals in the soils and water of the region exceeds the maximum allowable limits. The region needs as intensive research of agricultural soils and water resources, as well as identification of local plant species that have the ability to remediate heavy metals from soils.

The aim of the study was to investigate the content of chemical elements in the agricultural soils of Bolnisi and Dmanisi municipalities, as well as in the quarry ore; Study of phytoremediation ability of local plant species for remediation of contaminated soils; Use of bio-activators in phytoremediation research to improve the phytoremediation capacity of plants; Determination of heavy metals in the rivers of the study area; Study of terrain change as a result of open quarry production; Calculate the NDVI index of vegetation cover and study the impact of open quarry production on them.

AAS and ICP-MS tools were used to analyze heavy metals in soil, water and plant samples. The results were statistically processed in Microsoft Excel. NDVI index calculation, terrain

change determination and hydrological modeling were performed using Geoinformation system (GIS). As a result of dynamic research, in contrast to the increase of some heavy elements in soils, a decrease of several vital elements necessary for the living organisms is observed. The content of heavy metals also exceeds the limits in river water. According to statistical processing of the data, the increase of heavy metals is due to anthropogenic impacts and some villages are at high ecological risk. The studied plants were found to have phytoremediation ability against heavy metals, however, due to the heterogeneity of the results, they could not be considered as members of the group of hyperaccumulation plants. It was found that along with the increase in plant life expectancy, the number of accumulated elements were increased. Plants with bio-activators showed good results, although most of the elements accumulated by the control plant exceed the number of elements accumulated by the plants with bio-activators. Consequently, the bio-activators used in the study cannot be considered as stimulants to increase the phytoremediation capacity of the plant. Observations on studies have shown that the atomic mass of an element determines the distance that this element travels through the air. The heavier the atomic mass of the element, the shorter the distance it travels, and conversely, the lighter the atomic mass of the element, the greater the distance it travels through the air. As a result of quarry production, the soil and vegetation in a fairly large area were completely destroyed. Due to the irregular distribution of the vegetation NDVI index, it is difficult to say that the open-pit has a negative effect on the vegetation health.

შესავალი

ნიადაგი, როგორც ორგანულ-მინერალური შედგენილობის ბუნებრივ-ისტორიული სხეული, მცენარის ზრდა-განვითარებას განაპირობებს. ნიადაგი ლანდშაფტის განსაკუთრებით ინფორმაციულ კომპონენტს წარმოადგენს, რადგან ის ლანდშაფტის ყველა სხვა ელემენტის ურთიერთმოქმედების შედეგადაა ფორმირებული. ამგვარად, ნიადაგში აისახება კონკრეტულ ეკოსისტემაში მიმდინარე ყველა ანთროპოგენური და ბუნებრივი პოცესი (Blume, 2004; Felix-Henningsen *et al.*, 2007; Hanauer *et al.*, 2011; Kalandadze and Matchavariani, 2011). სამი მნიშვნელოვანი კომპონენტი, რომელსაც მცენარე ნიადაგიდან ითვისებს არის: (1) წყალი, (2) საკვები ელემენტები და (3) ჰაერი. ნიადაგის მოცულობის 50% მასში არსებულ ნაწილაკებს უკავია, დანარჩენი 50% კი ფორებს, რომლებიც განსხვავდებიან ერთმანეთისაგან ზომითა და ფორმით. ფორების არსებობა ნიადაგში მეტად მნიშვნელოვანია, რამდენადაც მცენარე, მათი მეშვეობით, წყლისა და ჟანგბადის მარაგს ივსებს. წყლის მეშვეობით მცენარე ნიადაგიდან საკვებ ნივთიერებებსა და ელემენტებს ითვისებს. ფორები ნიადაგური ფაუნისა და ბაქტერიების საცხოვრებელი და სამომრავო ადგილია, რომელთა არსებობაც მნიშვნელოვანია ორი კომპონენტის „ნიადაგი-მცენარე“ ურთიერთობის სრული ციკლისათვის (Foth, 1990).

მოსახლეობის ზრდასთან ერთად იზრდება მოთხოვნილება საკვებზე, რომლის წარმოება ნიადაგის გარეშე შეუძლებელია. ჯანმრთელი ნიადაგი ჯანსაღ საკვებს ნიშნავს, ამიტომ მნიშვნელოვანია დიდი ყურადღება დაეთმოს ნიადაგისა და მის ნაყოფიერებაზე ზრუნვას, განსაკუთრებით დღეს, როდესაც ნიადაგების დაბინძურების პრობლემა ასე აქტუალურია მთელს მსოფლიოში. დაბინძურებული ნიადაგებიდან მცენარეს შეუძლია დიდი რაოდენობით ტოქსიკური ელემენტების აკუმულირება, რაც შემდგომში საფრთხეს უქმნის ცოცხალ ორგანიზმებს.

ნიადაგების დაბინძურების პრობლემასთან ბრძოლის გზები დიდ დროს, დანახარჯებსა და ძალისხმევას მოითხოვს. ამ პრობლემასთან ბრძოლის სხვადასხვა მეთოდი დანერგილი. ერთ-ერთ ყველაზე უსაფრთხო და ეფექტური მეთოდი ფიტორემედიაციაა. სიტყვა „ფიტორემედიაცია“ ბერძნულ-ლათინური სიტყვაა, ბერძნულად “phyto” მცენარეს ნიშნავს, ლათინურად “remedium” აღდგენას. ფიტორემედიაცია

გულისხმობს ისეთი მცენარეული ჯიშების გამოყენებას, რომელთაც ნიადაგებიდან მძიმე ლითონების აკუმულირებისა და ტრანსლოკაციის უნარი გააჩნიათ.

თემის აქტუალობა

ნიადაგი გავლენას ახდენს საკვებზე რომელსაც ვიღებთ, წყალზე რომელსაც ვსვამთ, ჰაერზე რომელსაც ვსუნთქავთ, ფლორაზე, ფაუნაზე და ადამიანების ჯანმრთელობაზე. აქედან გამომდინარე, მისი დაბინძურება ჯაჭვურ რეაქციებს იწვევს და ნეგატიურად მოქმედებს სხვა კომპონენტებზე. ნიადაგების მძიმე ლითონებით დაბინძურება მეტად მნიშვნელოვან საყოველთაო პრობლემას წარმოადგენს მთელს მსოფლიოში.

ნიადაგი ბუნების რთულ და სპეციფიკურ კომპონენტს წარმოადგენს. დაბინძურებული წყალი და ჰაერი, მათგან ტოქსიკური ნივთიერებების მოცილების შემთხვევაში, ადვილად უბრუნდებიან სასწყის მდგომარეობას. ნიადაგის შემთხვევაში, ეს საკითხი გაცილებით რთულადაა. დაბინძურებისას, მრავალსაუკუნოვანი ნიადაგური ბალანსი ირღვევა და მის აღდგენას საკმაოდ დიდი დრო ესაჭიროება. ნიადაგის რამდენიმე მნიშვნელოვანი კომპონენტი ირღვევა, რაც მკვეთრად აუარესებს მის ნორმალურ ფუნქციონირებას, ამდენად, ძირეული კვლევების ჩატარება და გარემოს დაცვის ეფექტური მეთოდების შემუშავება მომავალი თაობების ჯანმრთელობის ხელშეწყობის რეალური წინაპირობაა (Brümmer, 2010; Janssen, *et al.*, 1997; Friesl and Horak, 2006; Friesl *et al.*, 2006).

ნიადაგების რემედიაციის ფიზიკურ-ქიმიური მეთოდები ხშირ შემთხვევაში ძვირია და ამასთან ნიადაგის ეკოსისტემის გაუარესებას იწვევს. აქედან გამომდინარე ამ ბოლო წლებში აქცენტი კეთდება ნიადაგების რემედიაციის ეკო-მეგობრულ მეთოდებზე, რომლებიც ეკონომიკურად უფრო მომგებიანიცაა. დღესდღეობით ფიტორემედიაცია ნიადაგების რემედიაციის ყველაზე პერსპექტიული ფიტოტექნოლოგიაა. მცენარეებს უფრო მეტი ტოლერანტულობა გააჩნიათ მძიმე ლითონების მიმართ, ვიდრე მაგალითად მიკროორგანიზმებს, რომლებიც ბიორემედიაციის დროს გამოიყენება, მიკროორგანიზმებს შეუძლიათ მეტალის გარდაქმნა ერთი ორგანული კომპლექსიდან მეორეში, თუმცა არ შეუძლიათ ამ მეტალის ნიადაგიდან ამოღება (Garbisu & Alkorta, 2001). ფიტორემედიაციული

უნარების მქონე მცენარეებს (ჰიპერაკუმულატორი) ნიადაგების მძიმე ლითონებისგან გაწმენდა შეუძლიათ (Raskin et al. 1997; Ali et al. 2013). აქედან გამომდინარე მეტად აქტუალურია ფიტორემედიაციული კვლევების ჩატარება და ჰიპერაკუმულატორი მცენარეების გამოვლენა.

საქართველოში, ბოლნისის მუნიციპალიტეტი გარემოს დაბინძურების თვალსაზრისით ერთ-ერთ ყველაზე ცხელ წერტილს წარმოადგენს. ადრეული კვლევები (Felix-Henningsen, *et al.*, 2010; Avkopashvili, *et al.*, 2017), რომლებიც რეგიონში ნიადაგების დაბინძურების დონის გამოსავლენად იქნა ჩატარებული, მოწმობს, რომ მძიმე ლითონების შემცველობა ნიადაგებში დასაშვებ ნორმას აღემატება, რეგიონი საჭიროებს როგორც სასოფლო-სამეურნეო ნიადაგებისა და წყლის რესურსების ინტენსიურ კვლევას, ისე ადგილობრივი მცენარეული ჯიშების გამოვლენას, რომელთაც ნიადაგებიდან მძიმე ლითონების რემედიაციის უნარი გააჩნიათ.

მიზანი და ამოცანები.

კვლევის მიზანს წარმოადგენს ქვემო ქართლში (ბოლნისისა და დმანისის მუნიციპალიტეტები), მადნეულის, აბულბუქისა და საყდრისის საბადოების მიმდებარე ტერიტორიაზე სასოფლო-სამეურნეო ნიადაგებსა და წყალში ქიმიური ელემენტების შემცველობის დადგენა და ადგილობრივი მცენარეული ჯიშების ეფექტურობის განსაზღვრა დაბინძურებული ნიადაგების ფიტორემედიაციისათვის.

აღნიშნული მიზნის მისაღწევად, დასახული იქნა შემდეგი ამოცანები:

- მძიმე ლითონებისაგან ნიადაგების დაბინძურების ხარისხისა და ანთროპოგენური ხასიათის დადგენა.
- ნიადაგების მძიმე ლითონებით დაბინძურების წყაროსა და დონის განსაზღვრის მიზნით, მონაცემების სტატისტიკური დამუშავება.
- პრიორიტეტული ადგილის შერჩევა ფიტორემედიაციული კვლევების ჩასატარებლად.
- ადგილობრივი სახეობის მცენარეების (შაქრის ჭარხალი, წითელი ჭარხალი, ამარანტი, ნაცარქათამა) ცალკეული ნაწილების გამოკვლევა სხვადასხვა პერიოდებში, მათი ფიტორემედიაციული უნარების დადგენა და დაბინძურებული ნიადაგების რემედიაციისათვის გამოყენების შესაძლებლობის დადგენა.

- ფიტორემედიაციულ კვლევაში სხვადასხვა ბიოაქტივატორების გამოყენება იმის დასადგენად, არის თუ არა შესაძლებელი მათი გამოყენებით მცენარის მიერ მძიმე ლითონების აკუმულირების უნარის გაუმჯობესება.
- ქიმიური ელემენტების განსაზღვრა მადანში.
- მდინარეებში მაშვერა, ფოლადაური და მათ შენაკადებში მძიმე ლითონების შესწავლა იმის დასადგენად, არის თუ არა მდინარის წყლები მძიმე ლითონებით დაბინძურებული და რა განაპირობებს მათ დაბინძურებას.
- ღია-კარიერული საწარმოს გავლენის შესწავლის მიზნით, მცენარეული საფარის ჯანსაღუნარიანობის დასადგენად NDVI ინდექსის გამოთვლა.
- კარიერის ზემოქმედების შედეგად სახეცვლილი რელიეფის პირვანდელი ფორმების დადგენა ArcGIS-ის გამოყენებით.

კვლევის მეცნიერული სიახლე.

კვლევის განმავლობაში ნიადაგებისა და მცენარეების ნიმუშებში ქიმიური ელემენტების შემცველობა გამოკვლეული იქნა აშშ-ს სხვადასხვა წამყვანი უნივერსიტეტების ლაბორატორიებში ICP-MS-ის გამოყენებით, რაც კვლევის ერთ-ერთი უპირატესობაა. ნიადაგებში 68, ხოლო მცენარეებში 18 ქიმიური ელემენტი განისაზღვრა, ელემენტების უმეტესობა მანამდე გამოუკვლეველი იყო არა მხოლოდ საკვლევ რეგიონში, არამედ მთლიანად საქართველოს ნიადაგებში. კვლევის სიახლეს წარმოადგენს ასევე სოფლების გომარეთი, მამიშლო, ვარდისუბანი, განთიადი, პატარა დმანისი, ბალიჭი, აკაურთა, მუშევანი, რატევანი, დარბაზი, ფოცხვერიანი და წულრულაშენი ნიადაგებში მძიმე ლითონების შემცველობის განსაზღვრა. ქიმიური ელემენტების შემცველობა განისაზღვრა აბულბუქის, საყდრისისა და მადნეულის საბადოებიდან აღებულ მადანშიც, რაც აქამდე საჯაროდ არ იყო შესწავლილი.

მნიშვნელოვან სიახლეს წარმოადგენს ფიტორემედიაციული კვლევების ჩატარება და ისეთი მცენარეების აღმოჩენა, რომელთაც გააჩნიათ ჰიპერაკუმულატორული უნარები. მცენარეების - შაქრის ჭარხლის, წითელი ჭარხლის, ამარანტის და ნაცარქათამას ფიტორემედიაციული უნარების კვლევა ადგილობრივ პირობებში მანამდე არ განხორციელებულა. ჰიპერაკუმულატორული მცენარის აღმოჩენა ნიადაგების მძიმე ლითონებით დაბინძურების პრობლემასთან ბრძოლის საუკეთესო სტრატეგია იქნება.

ფიტორემედიაციულ კვლევებში ბიო-აქტივატორების გამოყენება აქტიურად ხდება, თუმცა გამოკვლეული არ ყოფილა ქართული წარმოების ბიო-პრეპარატის ბიორაგის შესაძლებლობები.

ბოლნისისა და დმანისის მუნიციპალიტეტებში 8 წლიანი კვლევების ჩატარებამ დინამიკაში ახალი მეცნიერული დასკვნების გაკეთების საშუალება მოგვცა, რაც მანამდე მწირი კვლევების გამო არ იყო შესაძლებელი. კვლევის შედეგად გამოვლინდა ადამიანისთვის სასიცოცხლოდ აუცილებელი ელემენტების კლება. ლიტერატურული წყაროების მიხედვით რეგიონში ჩატარებულ კვლევებში ყურადღება გამახვილებულია ნიადაგებში მძიმე ლითონების მატებაზე, ხოლო ადამიანისთვის სასიცოცხლოდ აუცილებელი ელემენტების კლებასთან დაკავშირებით კვლევები არ არსებობს.

თავი 1. რეგიონის პრობლემები და ლიტერატურული მიმოხილვა

1.1. ნიადაგები და მისი დაბინძურება

დედამიწის ზედაპირზე არსებული ნიადაგური საფარი – პედოსფერო მინერალების, წყლის, ჰაერის, ორგანული ნივთიერებებისა და ცოცხალი ორგანიზმის კომპლექსურ ნაზავს წარმოადგენს (Agarwal, 2009). ადამიანმა საკვები პროდუქტების მოყვანის მიზნით, ნიადაგის გამოყენება დაახლოებით ჩვენს წელთაღრიცხვამდე 11 ათასი წლის წინ დაიწყო (White, 2006). მოსახლეობის ზრდის პარალელურად, ყოველწლიურად იზრდება სასოფლო სამეურნეო პროდუქტებზე მოთხოვნილება. შესაბამისად, ნიადაგის რესურსის სწორად გამოყენება მნიშვნელოვან საკითხს წარმოადგენს. ჯერ კიდევ 2500 წლის წინ, ანტიკურ ათენში სენატის მიერ მიმდინარეობდა მსჯელობა ნიადაგის პროდუქტიულობის შენარჩუნებასა და გაზრდის საკითხებთან დაკავშირებით, რომლებიც დღესდღეობით განსაკუთრებით აქტუალურია (Bohn, *et. al.*, 2001).

ნიადაგს მნიშვნელოვანი წვლილი მიუძღვის სიცოცხლის ჩამოყალიბებასა და მის განვითარებაში. მცენარეებს, როგორც სხვა დანარჩენ ცოცხალ ორგანიზმს, საკვები ნივთიერებები ესაჭიროვება, რომლებსაც ნიადაგიდან ითვისებენ (Denmead, *et. al.*, 1962).

დიდი რაოდენობით მძიმე ლითონების დაგროვება პედოსფეროსა და ჰიდროსფეროში, ძალზე მავნე ზემოქმედებას ახდენს რეგიონის ბიოლოგიურ სამყაროზე. გარდა იმისა, რომ მძიმე ლითონების მატება ნიადაგსა და ჰიდროსფეროზე მოქმედებს, იგი სერიოზულ ზეგავლენას ახდენს ნიადაგის მიკროფლორაზე, ცვლის მის შედგენილობას, და შეუძლია ნეგატიურად იმოქმედოს ნიადაგის თვითაღდგენის პროცესებზე (Lombi, *et al.*, 2002; Ozturk, *et al.*, 2008; Marschner, *et al.*, 2010).

ცნობილია, რომ ნიადაგში მიკრო- და მაკროქიმიური ელემენტების შემცველობა დამოკიდებულია ნიადაგწარმოქმნის პირობებზე, ნიადაგწარმოქმნელი ქანების ქიმიურ შედგენილობაზე და ნიადაგწარმოქმნის ლანდშაფტურ პირობებზე: კლიმატი, წყლები, რელიეფი, მცენარეული საფარი და ფაუნა, ანუ ფაქტორები, რომლებიც განსაზღვრავენ ნივთიერებების გახსნის, აკუმულაციისა და მიგრაციის პროცესებს. არაერთგვაროვანია ნიადაგის ბუფერულობის უნარი. ბუფერულობა, ანუ ნიადაგის უნარი წინააღმდეგონა გაუწიოს დამაბინძურებელ ელემენტებს. ეს, პირველ რიგში,

მჭიდრო კავშირშია ნიადაგში კათიონების გაცვლასთან. ამასთანავე, ნიადაგს უნარი გააჩნია დააკავოს ორგანული და დამაბინძურებელი ნივთიერება და ფილტრის როლი შეასრულოს (Kandeler, 2010). დაბალი მოცულობითი წონისა და მაღალი საერთო ფორიანობის შემთხვევაში, ნიადაგს კარგი ფილტრაციის უნარი გააჩნია. ნიადაგის პროფილში წყალს შეუძლია 24 საათში 1.5 მ-ზე გადაადგილდეს (Wilke, 2010; Fitzpatrick, 1984; Fripiat, 1965).

მცენარის ზრდა-განვითარებისათვის 16 მნიშვნელოვანი ელემენტია აუცილებელი. მათგან ყველაზე მეტად მცენარეს ესაჭიროება ისეთი ელემენტები, როგორცაა: აზოტი(N), ფოსფორი(P), კალიუმი(K), კალციუმი (Ca), მაგნიუმი(Mg), გოგირდი(S); შესაბამისად, მათ მაკროელემენტებს მიეკუთვნებიან. ისეთ ელემენტები კი, რომლებსაც მცირე რაოდენობით საჭიროებენ – მიკროელემენტებს წარმოადგენენ: რკინა(Fe), მანგანუმი(Mn), თუთია(Zn), სპილენძი(Cu), ბორი(B), მოლიბდენი(Mo), ქლორი(Cl), კობალტი(Co). მცენარეს შეუძლია 40-ზე მეტი ელემენტი აითვისოს, მათგან ისეთებიც, რომლებიც მისი ზრდა-განვითარებისათვის არაა აუცილებელი, თუმცა დამატებითი ელემენტების ათვისებამ შესაძლოა მცენარის სხვადასხვა თვისება, ან თვით მცენარე გააძლიეროს. მაგ. სილიციუმის(Si) ათვისებას შეუძლია მცენარის დეროვანი ნაწილების გაძლიერება, ნიახურის მიერ ნატრიუმის(Na) ათვისება, მას უფრო მეტ არომატს სძენს (Foth, 1943, Baldock, *et al.*, 2000) და სხვ.

ჰაერისა და წყლის დაბინძურების მსგავსად, ნიადაგის დაბინძურება უმნიშვნელოვანეს პრობლემას წარმოადგენს. არსებობს არაორგანული და ორგანული დამაბინძურებლები, რომელთაგან საყურადღებოა: ნიტრატები და ფოსფატები, მძიმე ლითონები, ორგანული ქიმიკატები, არაორგანული მჟავები და რადიონუკლიდები. ნიადაგში ისეთი ტოქსიკური ელემენტების ჭარბი რაოდენობ, როგორცაა ვერცხლისწყალი(Hg), კადმიუმი(Cd), დარიშხანი(As), ქრომი(Cr), თალიუმი(Tl) და ტყვია(Pb) ნიადაგების დაბინძურებას იწვევს, რაც თავის მხრივ საზიანოა ფლორისა და ფაუნისათვის, ასევე ადამიანის ჯანმრთელობისათვის. დიდი რაოდენობით მძიმე ლითონების ათვისება საფრთხეს უქმნის ადამიანის ჯანმრთელობას. კადმიუმის ჭარბად ათვისება შეიძლება ისეთი სერიოზული დაავადების გამომწვევი მიზეზი გახდეს, როგორცაა სიმსივნე, ძვლის დაშლა და სხვ. ტყვია განსაკუთრებით საშიშია ბავშვებში, რადგანაც ზიანს აყენებს ტვინის უჯრედებს და ცენტრალურ ნერვულ სისტემას (Hughes, *et al.*,

2016; Janssen, *et al.*, 1997; Kabata-Pendyas, *et al.*, 1989; Kalandadze, *et al.*, 2019; Hanauer, *et al.*, 2011).

გარემოს დაბინძურების ყველაზე მაღალი ინდექსით მძიმე ლითონებით დაბინძურება გამოირჩევა. ნიადაგების დაბინძურების გამომწვევი ძირითადი ფაქტორები ანთროპოგენურ ზემოქმედებას ექვემდებარება: ინდუსტრიული წარმოება, მადნის, ან ნავთობის მოპოვება, ელექტროენერჯის წარმოება, მრეწველობა, ტრანსპორტი, კომუნალური მომსახურება, სასოფლო-სამეურნეო საქმიანობა (მიწათმოქმედება, მესაქონლეობა), საყოფაცხოვრებო ნარჩენები (ნაგავსაყრელები), მჟავური წვიმები და სხვ. (Ainsworth *et al.*, 1994; Alloway *et al.*, 1990).

თუმცა, მსხვილ სამრეწველო ქალაქებში ტყვიით, თუთიით, კობალტითა და ბენზოფრენით გარემოს დაბინძურების წყაროა ავტომობილები. ტრანსპორტის გამონაბოლქვით ყოველწლიურად დედამიწაზე 260 ათასი ტონა ტყვია ილექება, რაც სამჯერ აღემატება მეტალურგიული საწარმოებიდან ნიადაგში მოხვედრილი ტყვიის რაოდენობას (Guo *et al.*, 2006).

ინდუსტრიალიზაციის ზრდასთან ერთად, მნიშვნელოვნად იზრდება ინდუსტრიული ნარჩენების მავნე ზემოქმედების გავლენა გარემოზე, განსაკუთრებით კი წყალსა და ნიადაგზე, სადაც მძიმე ლითონების აკუმულირება ხდება.

მაღზე პრობლემატურ საკითხს წარმოადგენს მძიმე ლითონების მაღალი კონცენტრაციები საირიგაციო წყლებში. განსაკუთრებულ შემფოთებას იწვევს ნიადაგის მორწყვა საწარმოებიდან გადმოსროლილი წყლებით, რაც გავლენას ახდენს ნიადაგის ქიმიურ შედგენილობაზე (Sauerbeck, 1982). გარდა წყლისა, ქარსაც გააჩნია დაბინძურების გავრცელების უნარი. კერძოდ, მადნის მოპოვებისას, ასაფეთქებელი სამუშაოების შედეგად წარმოქნილი მტვერი დიდ მანძილებზე გადაიტანება. შედეგად, მავნე ნივთიერებები გროვდება ნიადაგში (Müller, 2000).

როგორც წესი, ნიადაგის დაბინძურების ერთ-ერთ ძირითად წყაროს სასოფლო-სამეურნეო საქმიანობა წარმოადგენს, რომლის დროსაც ქიმიზაციის საშუალებები, მინერალური და ორგანული სასუქები, პესტიციდები, მცენარეთა ზრდის სტიმულატორები, ინდუსტრიული ნარჩენები, ბიოციდები და სხვა შენაერთები, უკიდურესად ნეგატიურ გავლენას ახდენენ ნიადაგის ფლორასა და ფაუნაზე (BBodSchV, 1999, Sparks, 2003). სასოფლო-სამეურნეო აქტივობა კი მძიმე ლითონების კონცენტრაციის მატებას

განაპირობებს ნიადაგში; მაგ., სპილენძის ინტენსიური გამოყენებით ვენახებსა და ბაღებში. ელემენტების მიგრაცია ნიადაგის ქვედა ჰორიზონტებში განპირობებულია რელიეფით, ნალექების რაოდენობით, ნიადაგის pH-ით და სხვ.

მეტად მნიშვნელოვანია ნიადაგების რემედიაციული ტექნოლოგიების დანერგვა რათა დაცული იქნას როგორც გარემო, ისე ადამიანების ჯანმრთელობა. მართალია ნიადაგში მძიმე ლითონების მუტაგენური აქტივობა მომენტალურად არ აისახება ადამიანის ორგანიზმზე, მაგრამ მოგვიანებით მძიმე შედეგებს იძლევა (Kumpiene, *et al.*, 2006).

ზოგადად, მსოფლიოში ნიადაგების დაბინძურებასთან დაკავშირებით ბევრი კვლევაა ჩატარებული და საინტერესო სამეცნიერო შრომები, მათ შორის მონოგრაფიებია გამოქვეყნებული (Shaw, 1990; Knox, *et al.*, 2000; Prasad 2003; Prasad, 2004; Lewinsky, 2007; Agarwal, 2009; Ashraf *et al.*, 2010; Dragicevic *et al.*, 2010; Grabicet *et al.*, 2011; Pantelici *et al.*, 2012; Rouina *et al.*, 2012 და სხვ.).

ნიადაგების დაბინძურების დონის განსაზღვრის მიზნით, შემდეგი ფორმულების გამოყენება ხდება – Contamination factor (C_f) დაბინძურების ფაქტორი, Geoaccumulation Index (I_{geo}) აკუმულაციის ინდექსი, Ecological risk factor (ER) ეკოლოგიური რისკის ფაქტორი, Potential ecological risk (RI) პოტენციური ეკოლოგიური რისკი, Enrichment factor (EF), Pollution load Index (PLI) დაბინძურების საერთო დონე. C_f – contamination factor – ნიადაგის დაბინძურების ფაქტორი – შემუშავებულ იქნა ჰაკანსონის მიერ 1980 წელს (Hakanson, 1980). ამ ფორმულით თითოეული ელემენტისათვის ინდივიდუალურად გამოითვლება დაბინძურების დონე. Geoaccumulation Index (I_{geo}) – აკუმულაციის ინდექსი შემუშავებული იქნა მიულერის მიერ 1969 წელს. ამ ფორმულის საშუალებით შესაძლებელია ნიადაგში მძიმე ლითონების აკუმულაციის (დაგროვების) ინდექსის გამოთვლა (Muller, 1969). Enrichment factor (EF) – ანთროპოგენური ფაქტორის ფორმულა, 1979 წელს ზოლერის მიერ იქნა შემუშავებული (Zoller, 1979), საშუალებას გვაძლევს დავადგინოთ ანთროპოგენური ზემოქმედების დონე ნიადაგზე. Ecological risk factor (ER) – ეკოლოგიური რისკის ფაქტორი და Potential ecological risk (RI) – პოტენციური ეკოლოგიური რისკი ჰაკანსონმა შეიმუშავა (Hakanson, 1980). ეს ფორმულები საკვლევ ტერიტორიაზე ეკოლოგიური საფრთხეების შესწავლის საშუალებას იძლევა.

1.2. რემედიაცია.

რემედიაცია – დაბინძურებული ნიადაგების დამაბინძურებლებისგან გაწმენდას და მისგან ყველანაირი მავნე ნივთიერების მოშორებას გულისხმობს. აღნიშნულ საკითხთან მიმართებაში, მათ შორის ფიტო-რემედიაციაზე, მთელი რიგი შრომებია გამოქვეყნებული (Amberger, 1996; Younger, *et al.*, 2003; Guo, *et al.*, 2006; Friesl, *et al.*, 2006; Hartley and Lepp, 2008; Khatisashvili, *et al.*, 2015; Sherameti and Varma, 2015; Hasegawa, 2016; Wiszniewska, *et al.*, 2016; Antoniadis, *et al.*, 2017; Papazoglou and Fernando, 2017).

ნიადაგების რემედიაციის რამდენიმე მეთოდი არსებობს, ესენია: ნიადაგების გარეცხვა, ბიორემედიაცია, ფიტორემედიაცია, იმობილიზაცია, თერმული დესორბცია და სხვ. ნიადაგების გარეცხვის დროს ხდება წყლისა და მასთან ერთად სხვადასხვა ნაერთების გამოყენება, რათა დამაბინძურებლებისაგან გაიწმინდოს ნიადაგი. ბიორემედიაციული მეთოდი იყენებს სხვადასხვა ცოცხალ ორგანიზმებს და ბაქტერიებს, რომელთაც შესწევთ უნარი დაშალონ დამაბინძურებლები. ფიტორემედიაცია არის ნიადაგების რემედიაციის მიზნით ისეთი მცენარეების გამოყენება, რომელთაც მაღალი ჰიპერაკუმულაციური უნარები გააჩნიათ, იგი ყველაზე უსაფრთხო და იაფ მეთოდს წარმოადგენს. იმობილიზაცია ერთ-ერთი ეფექტური და გავრცელებული მეთოდია, რაც დამაბინძურებლების შეკავებას ითვალისწინებს, რათა არ მოხდეს დაბინძურების უფრო მეტად გავრცელება. თერმული დესორბციის დროს ნიადაგიდან დამაბინძურებლების გამოდევნა თერმული მეთოდით ხდება, კერძოდ იგი გულისხმობს ნიადაგების დუდილის ტემპერატურამდე გაცხელებას, რომლის დროსაც ხდება დამაბინძურებლების განადგურება, თუმცა ამ მეთოდის ნაკლოვანება ისაა, რომ დამაბინძურებლებთან ერთად ნიადაგში ყველანაირი აუცილებელი ელემენტიც მნიშვნელოვნად მცირდება, შესაბამისად ნიადაგის ნაყოფიერება მცირდება (Iya, *et al.*, 2018; Khatisashvili, *et al.*, 2015; Shumaker and Begonia, 2005).

1.3. ფიტორემედიაცია

ფიტორემედიაციული მეთოდი, როგორც ზემოთ აღვნიშნეთ, ყველაზე უსაფრთხო და იაფი მეთოდია, რომელიც ჰიპერაკუმულატორი მცენარეების გამოყენებას გულისხმობს. ფიტორემედიაციული სტრატეგია:

- ფიტოექსტრაქცია

- ფიტოსტაბილიზაცია
- ფიტოაირადობა
- ფიტოდეგრადაცია
- ფიტოფილტრაცია
- ფიტოტრანსფორმაცია/დეტოქსიფიკაცია

ფიტოექსტრაქცია არის მცენარის ფესვების მიერ დაბინძურებული ნიადაგიდან, ან წყლიდან მძიმე მეტალების აკუმულაცია და მის მიწისზედა ნაწილებისკენ ტრანსლოკაცია (Hasegawa, *et. al.*, 2016). ფიტოექსტრაქციის საშუალებით ნიადაგების რემედიაცია მისთვის რაიმე ზიანის მიყენების გარეშე ხდება. **ფიტოსტაბილიზაცია** კი მცენარის ფესვების საშუალებით მძიმე მეტალების იმობილიზაციას გულისხმობს. მძიმე მეტალების იმობილიზაციის შედეგად აღარ ხდება მათი შემდგომი გადაადგილება გრუნტის წყლებისკენ. ფიტოსტაბილიზაციისთვის გამოიყენებენ სხვადასხვა სასუქებს, ან დანამატებს, მაგალითად რკინის ოქსიდს, რომელსაც ელემენტების იმობილიზაცია შეუძლია. **ფიტოაირადობის** დროს მცენარის საშუალებით ხდება დამაბინძურებლების აკუმულირება და შემდგომ მათი გადაყვანა აირად ფორმაში, რათა მოხდეს მათი ჰაერში გამოყოფა. ეს მეთოდი მხოლოდ ორგანული დამაბინძურებლებისა და ზოგიერთი ტოქსიკური მეტალის შემთხვევაში გამოიყენება, როგორებიცაა Hg, Se და As, რადგანაც მათ გააჩნიათ აირადი ფორმები. დადასტურებულია, რომ თამბაქოს მცენარეს შეუძლია ვერცხლისწყლის ჰაერში გამოყოფა, მას ამის შესაძლებლობას მასში არსებული ბაქტერიები (*merA*, *merB*) სძენენ. ამ მეთოდის ნეგატიური მხარე ისაა, რომ ატმოსფეროში გამოყოფილი ელემენტები ნალექების შედეგად საბოლოოდ ისევ ნიადაგს უბრუნდებიან. **ფიტოდეგრადაცია** გულისხმობს მცენარეებთან ერთად სხვადასხვა მიკრობების გამოყენებით დამაბინძურებლების დეგრადაციას. **ფიტოფილტრაციის** დროს ხდება წყალმცენარეების გამოყენება დაბინძურებული ჭაობების რემედიაციის მიზნით. **ფიტოტრანსფორმაცია/დეტოქსიფიკაცია** არ გახლავთ ტოქსიკური მეტალების პირდაპირი რემედიაციული ტექნიკა. მისი საშუალებით მეტალების ტოქსიკურობის შემცირება/დეტოქსიფიკაცია ხდება. ბუნებაში არსებობენ ისეთი მიკროორგანიზმები და ბაქტერიები, რომელთაც შესწევთ უნარი ელემენტების ტოქსიკური ფორმები გარდაქმნან ნაკლებად ტოქსიკურ ფორმებად. ფიტოტრანსფორმაცია ბიორემედიაციის ერთ-ერთი ეფექტური მეთოდია (Rahman, *et. al.*, 2016; Ozturk, *et. al.*, 2008;).

ტერმინი ჰიპერაკუმულაცია პირველად 1977 წელს დამკვიდრდა (Nazir, *et. al.*, 2011). ადრეული კვლევების მიხედვით შემოთავაზებული იყო სხვადასხვა მცენარეული სახეობები, რომლებიც მშრალ წონაზე გადათვლით, თუთიას და მანგანუმს დაახლოებით 10 000 მგ/კგ-მდე ითვისებდნენ; ნიკელს, კობალტს, ტყვიას და დარიშხანს კი 1000 მგ/კგ-მდე; ხოლო კადმიუმს – 100 მგ/კგ-მდე. ასეთ მცენარეებს მეცნიერებმა ჰიპერაკუმულატორი მცენარეები უწოდეს (Majid, *et. al.*, 2014). ბუნებრივია, ასეთი მცენარეების მიერ შეთვისებული ლითონების კონცენტრაციები საშუალოდ 100-ჯერ უფრო მაღალია, ვიდრე ჩვეულებრივი მცენარის სახეობებში. მცენარე ჰიპერაკუმულატორად ითვლება მაშინ, თუ მის მიერ აკუმულირებული ელემენტების რაოდენობა ბევრად მეტია ნიადაგში არსებული ელემენტების რაოდენობაზე და კარგი ტრანსლოკაციის უნარი გააჩნია, რაც იმას გულისხმობს, რომ მცენარის მიწისზედა ნაწილებში, განსაკუთრებით კი ფოთლებში, ელემენტების რაოდენობა უფრო მეტია, ვიდრე მის ფესვში/ბოლქვში (Rascio, *et. al.*, 2011). არ არსებობს ისეთი მცენარე რომელსაც ყველა ელემენტის მიმართ თანაბარი ფიტორემედიაციულობა ახასიათებს, ზოგ მცენარეს შეუძლია მხოლოდ კონკრეტული ელემენტების ათვისება. ასეთ შემთხვევაში ნიადაგების ფიტორემედიაციისათვის რეკომენდირებულია მცენარეების გულდასმით შერჩევა. ლიტერატურული წყაროები (Papazoglou, *et al.*, 2017; Sathya, *et al.*, 2016; Ishikava *et al.*, 2006) მოწმობს, რომ შაქრის ჭარხალს (*Beta Vulgaris*, (Amaranthaceae family)) ნიადაგიდან კადმიუმის, ნიკელის, თუთიისა და სპილენძის (Cd, Ni, Zn, Cu) აკუმულაციის კარგი უნარი ახასიათებს, ამასთან მისი ბიომასა საკმაოდ დიდია და რაც უფრო დიდია მცენარის მასა მით უფრო დიდი რაოდენობით შეუძლია მას ამათუიშ ელემენტის ათვისება (Liu, *et.al.*, 2015). კვლევებით ასევე დადასტურებულია მცენარე ჯიჯლაყას, იგივე ამარანტის (*Amaranthus Viridis*, (Family: Amaranthaceae)) ფიტორემედიაციული უნარები ისეთი ტოქსიკური ელემენტის მიმართ როგორცაა As, Pb და Cd (Nasir, *et.al.*, 2016; Ramanlal *et al.*, 2020; *Viridis*, 2016; Suchkova *et al.*, 2014). იგი წითელფოთლებიანი მცენარეა, რომელიც სხვადასხვა ქვეყნებში და მათ შორის საქართველოშიც საკვებად გამოიყენება. ადგილობრივი ჯიშის მცენარეების გამოყენება რემედიაციული მიზნებისათვის ბევრად ეფექტურია. მცენარე ამარანტი სწორედ ადგილობრივი ჯიშის მცენარე გახლავთ საკვლევ რეგიონში, რაც მას მეტ უპირატესობას სძენს (Lewinsky, 2007).

1.4. ბიოაქტივატორების გამოყენება ფიტორემედიაციაში

დღესდღეობით ბიოაქტივატორებს აქტიურად იყენებენ, რათა მცენარეების ფიტორემედიაციული უნარების გაზრდას შეუწყონ ხელი (Hasegawa, *et.al.*, 2016). ბიოაქტივატორები წარმოადგენენ ბუნებრივ კომპონენტებზე დამზადებულ სასუქებს, მათ შეუძლიათ მოსავლიანობის გაზრდა, ეხმარებიან მცენარეებს ნიადაგიდან უფრო მეტი ნივთიერებები და ელემენტები აითვისონ. გარდა ამისა, მცენარე სტრესული ფაქტორების მიმართ უფრო რეზისტენტული ხდება. ერთ-ერთი ასეთი ბიოაქტივატორი გახლავთ ბიორაგი, რომელიც შექმნილია ქართველი მეცნიერის, ივ. ჯავახიშვილის სახელობის თბილისის სახელმწიფო უნივერსიტეტის ბიოორგანული ქიმიის კათედრის გამგის, პროფესორ რამაზ გახოკიძის მიერ. სხვადასხვა კვლევების მიხედვით ბიორაგმა ხელი შეუწყო მოსავლის გაზრდას მწირ ნიადაგებზე არასასურველ კლიმატურ პირობებშიც კი. იგი კარგ ეფექტს ახდენს ასევე მცენარის ზრდა-განვითარებაზე, პროდუქციაში ცილის, ნახშირწყლების, ამინომჟავებისა და სხვა ბიოორგანული ნივთიერების გაზრდაზე, ბიორაგიანი მცენარის მდგრადობა დაავადებებისა და სხვა არახელსაყრელი პირობების მიმართ უფრო ძლიერდება.

ბოლო წლებში მთელს მსოფლიოში მკვეთრად გაიზარდა ინტერესი ჰუმატის ტიპის ბუნებრივი სასუქების მიმართ. დადგენილია, რომ ჰუმინირებული ნივთიერებები არამარტო ზრდიან მოსავალს, ნაყოფის მასას და აჩქარებენ მომწიფების პროცესს, არამედ აუმჯობესებენ პროდუქციის ხარისხს, ამალევენ ნაყოფში შემავალ შაქრიანობას და ამასთან ამცირებენ ნიტრატების რაოდენობას.

ჰუმატები არ არიან ტოქსიკურები, კანცეროგენულები და არ ახდენენ გენის მუტაციას. დღესდღეობით, სოფლის მეურნეობაში ერთ-ერთი საუკეთესო საშუალებაა ლიგნოჰუმატი. იგი მაღალეფექტური და ტექნოლოგიური ჰუმინირებული სასუქია ხელატის ფორმის მიკროელემენტებით, რომლებსაც სტრესის საწინააღმდეგო და ზრდის მასტიმულირებელი თვისებები გააჩნია.

ლიგნოჰუმატის გამოყენება მიმართულია: სასოფლო-სამეურნეო კულტურების მოსავლიანობის მატებაზე; სასოფლო-სამეურნეო პროდუქციის ხარისხის გაუმჯობესებაზე; მცენარის იმუნიტეტის სტაბილურობაზე; ფესვთა სისტემის გაძლიერების ხარჯზე, მცენარის სიცივისა და სიციხისადმი მდგრადობის ასამაღლებაზე; ხარისხის ამალეების მიზნით, სათესლე მასალის დამუშავებაზე (მაღლდება აღმოცენების

ხარისხი, პათოგენების დათრგუნვა ძლიერდება, მაღლდება მცენარის იმუნიტეტი); მცენარის პესტიციდებით ან სხვა ქიმიური საშუალებით დამუშავების შემდეგ სტრესის დაძლევაზე და სხვ.

ფიტორემედიაციაში, სასუქების გამოყენებით, შესაძლებელია მცენარის მიერ ელემენტების ათვისების უნარის გაზრდა, ან შეზღუდვა (Wiszniewska *et al.*, 2016; Alamgir, *et al.*, 2015). ითვლება, რომ ორგანული სასუქები განსაკუთრებით ეფექტურია Cr-ს სტაბილიზაციისათვის, ხოლო ისეთი ელემენტებისათვის როგორებიცაა As, Cu, Zn და Pb, სასუქებს როგორც პოზიტიური, ასევე ნეგატიური ეფექტი შეიძლება ჰქონდეს (Kumpiene *et al.*, 2008). ორგანული სასუქების დამატებით მცენარის მიერ მძიმე ლითონების ათვისება შეიძლება შემცირდეს ორგანული ელემენტების უფრო მეტად ათვისების ხარჯზე, რაც შესაძლოა გამოწვეული იყოს ორგანო-მეტალური კომპლექსების მიერ (Hernandez-Soriano and Jimenez-Lopez, 2012; Wang *et al.*, 2014). ავტორები მიხედვით (Wang *et al.*, 2014), Cd ტრანსპორტირების ლიმიტირების მიზეზი შეიძლება იყოს სასუქების მიერ pH-ის გაზრდა. კვლევის მიხედვით (Hattab *et al.*, 2014), რომელიც ჯუჯა ლობიოზე ჩატარდა, კომპოსტისა და კირქვის დამატებამ მცენარეში შეამცირა Cu, Cr, Zn და As ტრანსლოკაციის (ფესვებიდან ფოთლებისაკენ გადაადგილების) უნარი. ნიადაგებში, რომლებიც კომპოსტითაა გამდიდრებული, ხდება ორგანული-Cu კომპლექსების ჩამოყალიბება, რაც სპილენძს ნაკლებად ათვისებადს ხდის. კუმპინის კვლევის მიხედვით (Kumpiene, 2008), ისეთი არაორგანული სასუქების გამოყენებით, როგორიცაა რკინის, ალუმინისა და მანგანუმის ოქსიდები, ტოქსიკური ელემენტების სტაბილიზაცია ხდება.

იმის დასადგენად, არის თუ არა მცენარე ჰიპერაკუმულატორი, იყენებენ TF (Translocation factor), BAC (Bio-accumulation concentration) და BCF (Bio-concentration factor) ფორმულებს. ცალკეული ავტორების (Malik *et al.*, 2010 და Nazir *et al.*, 2011) აზრით, მხოლოდ ის მცენარეები ჩაითვლება ჰიპერაკუმულატორად, რომელთა TF, BAC და BCF მეტია 1-ზე.

1.5. რეკულტივაცია

სასარგებლო წიაღისეული რესურსების მომპოვებელი კარიერის რეკულტივაციის მიზანს წარმოადგენს: 1. სარეკულტივაციო ტერიტორიის პირვანდელი სახის,

სტრუქტურის, ჰეტეროგენეტიკურობისა და სტაბილურობის აღდგენა, რაც აღნიშნული ტერიტორიის დამუშავებამდე არსებობდა; 2. მიწისზედა და მიწისქვეშა წყლების ხარისხის აღდგენა, რათა მათი გამოყენებით საფრთხე არ შეექმნას ცოცხალ ორგანიზმებს; 3. დაბინძურებული ნიადაგის გაწმენდა/რემედიაცია და მისი პროდუქტიული შესაძლებლობების აღდგენა (Emerson, 1991; Fitzpatrick, 1984).

რეკულტივაციის ღონისძიებების გაუტარებლობა უპირობოდ გამოიწვევს ეროზიულ-გრავიტაციული პროცესების მკვეთრ გაუარესებას, რასაც შედეგად მოჰყვება ფერდობის სრული დეგრადაცია. ვრცელი ტერიტორიების რეკულტივაცია ძალზე რთულდება და დროში იწელება მაშინ, როდესაც არ არსებობს ნიადაგის ჰუმუსოვანი ფენა, მაგრამ საბედნიეროდ მაინც არსებობს ისეთი მეთოდები, რომელთა მეშვეობით შესაძლებელია გაშიშვლებული ქანების აღდგენა იმ სახით, რომ თავი დავიცვათ ეროზიის საშიშროებისაგან. ერთ-ერთ ასეთ მეთოდს, რომელიც საწყის ეტაპზე ხორციელდება, წარმოადგენს ისეთი ბალახეული მცენარეების დათესვა, რომლებიც ხარობენ თხელი ნიადაგური საფარის პირობებში (Greenland, 1979; Schor and Gray, 2008).

რეკულტივაციის დროს მაქსიმალურად უნდა მოხდეს აღდგენითი ღონისძიებების შეთანაწყობა არსებულ ლანდშაპტთან ადგილობრივი ხეებისა და ბუჩქების დარგვით, რაც ასევე საკვები წყარო იქნება ადგილობრივ ცხოველთა და ფრინველთა წარმომადგენლებისთვის (Maiti, 2013).

1.6. წყლის დაბინძურება

წყლის დაბინძურება მნიშვნელოვან პრობლემას წარმოადგენს სასარგებლო წიაღისეული ნედლეულის მოპოვების დროს. წყლის დაბინძურების გამომწვევი მიზეზი შეიძლება იყოს მაგ. სადრენაჟო სისტემის გაუმართაობა, ატმოსფერული ნალექების დროს სანაყაროებისა და კუდსაცავების ჩამორეცხვა და სხვ. სასარგებლო წიაღისეულის მოპოვებას თან ახლავს დიდი რაოდენობით ფუჭი ქანების დაგროვება. ხშირ შემთხვევაში აღნიშნულ ფუჭ ქანებში შესაძლოა მაღალი იყოს სხვა ქიმიური ელემენტების შემცველობა, რომლებიც კარგი სადრენაჟო სისტემის არარსებობის შემთხვევაში, ნალექებისა და ქარის მიერ გარემოში ხვდება და იწვევს მის დაბინძურებას. აღნიშნული პრობლემის აღმოფხვრას კი ათწლეულები ჭირდება.

წყლის დაბინძურება თავისთავად პრობლემას წარმოადგენს ნიადაგებისათვისაც, რამდენადაც მისი საირიგაციო მიზნებისათვის გამოყენების შემთხვევაში ხდება ნიადაგების დაბინძურებაც (Lewinsky, 2007; Rouina, *et. al.*, 2012; Sastre, *et. al.*, 2004).

1.7. მცენარეული საფარის NDVI ინდექსი

NDVI (Normalized difference vegetation index) წარმოადგენს გრაფიკულ ინდიკატორს, რომელიც საშუალებას გვაძლევს სივრცითი მონაცემების საფუძველზე, მოვახდინოთ გარკვეულ ტერიტორიაზე არსებული მცენარეული საფარის გავრცელების მასშტაბურობის დადგენა, მათი ჯანსაღუნარიანობისა და სტრესული მცენარეული საფარის შეფასება.

სოფლის მეურნეობაში NDVI-ის გამოყენება 1973 წლიდან დაიწყო. მისი საშუალებით შესაძლებელია მარტივად და სწრაფად შეფასდეს სამეურნეო ნათესების მდგომარეობა.

ჩვეულებრივ, ჯანსაღი მცენარე შთანთქავს სინათლის ლურჯ და წითელ სხივებს და აირეკლავს მწვანე სინათლეს. ამიტომაც რომ ჩვენი თვალი მათ მწვანედ აღიქვამს. მწვანე სინათლესთან ერთად, მცენარეები აირეკლავენ ასევე ახლო-ინფრაწითელ სინათლეს. ეს უკანასკნელი თვალისთვის უხილავია და ფოტოსინთეზის პროცესშიც არ გამოიყენება აქტიურად. რაც უფრო ჯანმრთელია მცენარე, მით უფრო მეტ ახლო-ინფრაწითელ სინათლეს აირეკლავს, ხოლო როდესაც მცენარე დეჰიდრატაციას განიცდის, ან სხვა რაიმე მიზეზის გამო სტრესულ მდგომარეობაშია, ის ნაკლებ ახლო-ინფრაწითელ სინათლეს აირეკლავს. თუმცა იგივე რაოდენობის ხილულ სინათლეს აირეკლავს, რასაც მანამდე. ამიტომ თვალისთვის შეიძლება შეუმჩნეველი იყოს მცენარის სტრესული მდგომარეობა.

NDVI გამოითვლება შემდეგი ფორმულით: $NDVI = (NIR - Red) / (NIR + Red)$. NDVI ინდექსის დონე მერყეობს -1-დან 1-მდე. რაც უფრო მაღალია ინდექსი, მით უფრო ჯანმრთელია მცენარე. NDVI ინდექსი -1-დან 0-მდე წარმოადგენს არამცენარეული საფარის მქონე ზედაპირებს, რომლებსაც უფრო მეტი წითელი სინათლის არეკვლა დობა აქვთ, ვიდრე ახლო-ინფრაწითელის. ასეთ ობიექტებს შესაძლოა წარმოადგენდნენ ნიადაგი, წყალი, ან შენობები. მცენარეული საფარის NDVI ინდექსი კი

მოქცეულია 0.1-დან 1-მდე დიაპაზონში, რაც უფრო მაღალია რიცხვი, მით ჯანსაღია მცენარე და მაღალია მცენარეული საფარის სიმჭიდროვე.

დღესდღეობით, უპილოტო საფრენი აპარატები ფერმერებს საშუალებას აძლევს უფრო იაფად და მარტივად გამოთვალონ NDVI ინდექსი. რუკების საშუალებით -1-დან 1-მდე სკალის გამოსახვა ფერებში ხდება, რაც უფრო ადვილი და სწრაფი აღსაქმელია.

სანამ თვალისთვის შესამჩნევი გახდება მცენარის სტრესული მდგომარეობა, NDVI-ის გამოყენებით, ფერმერებს საშუალება ეძლევათ პრობლემა დაახლოებით 2 კვირით ადრე დააფიქსირონ და მიმართონ შესაბამის ზომებს.

NDVI მეთოდის გამოყენება ეფექტურია რეკულტივაციის, ან/და რემედიაციის დროსაც, რამდენადაც მცენარეულ საფარზე დაკვირვებისა და შედარების საშუალებას იძლევა.

NDVI კალკულაციის დროს გასათვალისწინებელია წლიური სეზონურობა, მაგ. მაისი-ივნისი საუკეთესო დროა იმისათვის რომ სასოფლო სამეურნეო ნათესების NDVI ინდექსი გამოვთვალოთ, რამდენადაც ამ დროს მცენარეები ზრდის ზენიტში იმყოფებიან. რაც შეეხება მუდმივ მცენარეულ საფარს (ტყე) მათი NDVI ინდექსის გამოთვლის საუკეთესო დროს წარმოადგენს გვიანი გაზაფხულიდან-ზაფხულის პერიოდი, რამდენადაც შემოდგომით უკვე იწყება ფოთლების ხმობა, რაც NDVI ინდექსის გამოთვლის სიზუსტის საშუალებას შეამცირებს.

თავი 2. კვლევის ობიექტის მდებარეობა, გეოგრაფიული მახასიათებლები და ისტორიული მიმოხილვა

2.1. კვლევის ობიექტის მდებარეობა

ბოლნისის მუნიციპალიტეტი მდებარეობს ქვემო ქართლის მხარეში, საქართველოს სამხრეთ-აღმოსავლეთ ნაწილში, რომლის ფართობია 804.2 კმ². აღმოსავლეთით მას მარნეულის, დასავლეთით – დმანისის, ხოლო ჩრდილოეთით – თეთრიწყაროს მუნიციპალიტეტები ესაზღვრება; სამხრეთი საზღვარი საქართველოსომხეთის სახელმწიფო საზღვარს ემთხვევა (სინაურიძე, 1985).

კაზრეთის ხეობა მდებარეობს საქართველოს სამხრეთ-აღმოსავლეთ ნაწილში, ბოლნისისა და დმანისის რაიონების საზღვარზე, მდინარე მაშავერას ხეობაში. ვახუშტი ბატონიშვილის აღწერილობის მიხედვით, „ხეობა კაზრეთისა სამხრეთიდან მოერთვის მაშავერას, გამომდინარე ლოქისა, ესეცა ეგრეთვე ვითარცა ხეობა ბალიჭისა, რომელიც არს ვენახოვანი, ხილიანი და ყოვლითა ნაყოფიერი“. მართლაც, რბილი ჰავით, წყლების, ლითონების საბადოების, ტყეების, სავარგულების, სამოვრებისა და ვენახების სიუხვით კაზრეთის ხეობა ადამიანის საცხოვრებლად მეტად ხელსაყრელია. დაბა კაზრეთი ზღვის დონიდან 680-1300 მ სიმაღლეზე მდებარეობს. ის ქალაქ ბოლნისიდან 18 კმ-ითაა დაშორებულია, ხოლო ქ. თბილისიდან 80 კმ-ით. პირდაპირი მანძილი კაზრეთიდან თბილისამდე 47 კმ-ია, შავი ზღვის სანაპირომდე 240 კმ, აღმოსავლეთ საზღვრამდე – 21 კმ. ბოლნისის რაიონში მდებარეობს ერთი ქალაქი ბოლნისი, ერთი დაბა კაზრეთი და 45 სოფელი (ოქრიაშვილი, 2013).

2.2. კვლევის ობიექტის კლიმატი და გეოლოგია

ბოლნისის მუნიციპალიტეტის კლიმატი, ზოგადი ნიშნების მიხედვით, მშრალი სუბტროპიკული და სტეპური ჰავის ტიპს მიეკუთვნება ზომიერად ცივი ზამთრით და ცხელი ზაფხულით. ნალექების რაოდენობის წლიური ჯამი საშუალოდ 500-550 მმ-ის ფარგლებშია. მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე ქარის სიჩქარე საშუალოდ წელიწადში 2 მ/წმ-ია. გაბატონებულია როგორც დასავლეთის, ისე აღმოსავლეთის მიმართულების ქარები. დღე-ღამის განმავლობაში ქარის მიმართულება ცვალებადობას განიცდის. დღისით ძირითადად აღმოსავლეთის და სამხრეთ-

აღმოსავლეთი მიმართულების, დამით კი დასავლეთის ქარებია გაბატონებული. ტერიტორიაზე ჰაერის საშუალო თვიური ტემპერატურებია: იანვარში 0-2°C, აპრილში 8-10°C, ივლისში 22-24°C, ოქტომბერში 11-13 C. ჰაერის ტემპერატურის წლიური აბსოლუტური მინიმუმი -12°C, -14°C, ხოლო წლიური აბსოლუტური მაქსიმუმი +34°C, +36°C.

ბოლნისის რაიონის ტერიტორია აგებულია უმთავრესად მეოთხეული ნალექებით, ცარცული და იურული ასაკის კირქვებით, მერგელებით, ქვიშაქვებით და ვულკანოგენური წარმონაქმნებით. ვხვდებით ასევე ძველ ვულკანურ ნაკადებს, რომლებიც ხრამისა და მაშავერას ხეობაში ჩამოდის. საქართველოს ორთოგრაფიული სქემის მიხედვით, საკვლევი ტერიტორიის უდიდესი ნაწილი დაბალი ზეგნების ზონას მოიცავს. აღმოსავლეთიდან ესაზღვრება ქვემო ქართლის ვაკე (ზღვის დონიდან 265-350 მ), ჩრდილოეთიდან თრიალეთის ქედის განშტოებები (ზ. დ. 1500-2000 მ); სამხრეთით განლაგებულია რთული გეოლოგიური აგებულების, ლოქის ქედის ჩრდილოეთი კალთა მგლის ჭიშკრის უღელტეხილით (ზ. დ. 1798 მ). ლოქის ქედის ჩრდილოეთი განშტოებები ბოლნისსა და მარნეულამდე ვრცელდება და მაშავერას, ფოლადაურისა და დებედას აუზებს შორის, ბუნებრივ წყალგამყოფს ქმნიან. დასავლეთიდან ჯავახეთის ქედის ჩრდილო აღმოსავლეთ განშტოებები ბოლნისამდე ვრცელდება და მაშავერას აუზების წყალგამყოფს წარმოადგენს. მდ. მაშავერა კაზრეთის ტერიტორიაზე მკვეთრად გამოხატულ ხეობაში მიედინება (Little Crispin, *et al.*, 2007).

ბოლნისის რაიონის ტერიტორიის უდიდესი ნაწილი უჭირავს ქვემო ქართლის ვაკეს, რომელიც შემოფარგლულია გორაკ-ბორცვებით. აგებულია მეოთხეული ალუვიური და დელუვიურ-პროვილიური ნაფენებით, საფუძვლად კი, უმეტესად, სარმატული ასაკის დისლოცირებული ნალექები უდევს. ვაკეზე კარგადაა გამოხატული მდინარეული ტერასები. გორაკ ბორცვების ზოლი ვულკანოგენური ქანებით და ქვიშა ქვებითაა აგებული. ზოგან გაშიშვლებულია პალეოგენური და ნეოგენური ქვიშაქვები და მერგელები. დამახასიათებელია რელიეფის ტექტოგენურ ვულკანოგენურ და ეროზიულ ფორმათა მონაცვლეობა.

ბოლნისის მადნიანი რაიონი სომხეთ ყარაბაღის რეგიონალურ მეტალოგენურ ზონაში მდებარეობს. მოქცეულია აჭარა-თრიალეთის ქედსა და მცირე კავკასიონს შორის და ვრცელდება სომხეთისა და აზერბაიჯანის ტერიტორიაზე. იგი ალპურ ნაოჭა

სისტემის შემადგენელი ნაწილია და წარმოქმნილია არაბეთისა და ევრაზიის ფილაქმნების კოლიზის შედეგად. სომხეთ-ყარაბაღის ზონის ჩამოყალიბება იწყება ადრეულ იურულ დროში და პალეოცენის ბოლომდე გრძელდება. რაიონის ტერიტორიაზე მდებარე მადნეულის საბადოს აგებულებაში მონაწილეობს ტურონული და სანტონური ასაკის ვულკანოგენური დანალექი წყებები. მადანშემცველმა ქანებმა განიცადა ჰიდროთერმული შეცვლა (ზემოქმედება). პირველ ეტაპზე მოხდა ვულკანური ქანების პროპილიტიზაცია, ძლიერი პირიტიზაცია. მეორე ეტაპზე – გაკვარცება, გოგირდის, კაოლინის, სერიციტის, ალუნიტის და ბარიტის ფორმირება.

აღსანიშნავია გამადნების ვერტიკალური ზონალობა ზევიდან ქვევით: ბარიტი, ბარიტი-ოქრო, ბარიტი-პოლიმეტალები (Pb, Zn, Cu, Au, Ag) და სპილენძ-თუთია. შუალედური ტიპის მადნებია: ბარიტი-ტყვია, ბარიტი-თუთია, ტყვია-თუთია და საკუთრივ თუთია.

ტერიტორიის გეომორფოლოგია მეტად მრავალფეროვანია: დამახასიათებელია რელიეფის ტექტოგენური, ვულკანოგენური და ეროზიული ფორმების ცვლა. ჯავახეთის ზეგანის აღმოსავლეთი კალთა დახრამულია, სამხრეთით შემოდის რთული გეოლოგიური აგებულების ლოქის ქედის ჩრდილო კალთა, რომელიც ინტენსიური ეროზიულ-დენუდაციური პროცესების შედეგად ძლიერ დანაწევრებულია. უდიდესი ნაწილი ქვემო ქართლის ვაკეს უჭირავს, რომელიც მთათაშორის ტექტონიკურ დეპრესიშია განვითარებული, სადაც კარგად არის გამოხატული მდინარეული ტერასები.

2.2.1. მინერალიზაცია ბოლნისის მუნიციპალიტეტში

კაზრეთის საბადოს გამადნება, რომელიც ბოლნისის მადნიანი რაიონის ტიპურ წარმომადგენლად ითვლება, უკავშირდება ცარცულ-მესამეული ასაკის ვულკანურ დეპრესიის ევგენოსინკლინურ კუნძულთა რკალს. საბადოს რაიონის აგებულებაში ძირითადად ტურონული და ადრეული სანტონური დროის ვულკანოგენური დანალექები მონაწილეობენ, რომლებიც სამ ნაწილადაა დაყოფილი:

- ზედა ეფუზიური-პიროკლასტები;
- შუალედური ვულკანოგენური დანალექი ბლოკი, რომელიც შეესაბამება ვულკანური მოქმედების შედარებით მშვიდ პერიოდს;

- ქვედა ექსტრუზიული პიროკლასტიკური და მასთან დაკავშირებული სუბვულკანური სხეულები.

ყველა ქანმა მეტ-ნაკლებად ჰიდროთერმული ზემოქმედება განიცადა. პირველ ეტაპზე მოხდა ვულკანური ქანების პროპილიტიზაცია, რომელსაც თან ახლდა ფართო მასშტაბიანი პირიტიზაცია. მეორე ეტაპი გამოხატულია გაკვარცებით, აგრეთვე გოგირდის, კაოლინის, სერიციტის, ალუნიტის და ბარიტის ფორმირებით. როგორც კუროკოს ტიპის საბადოებისათვის არის დამახასიათებელი, აქაც აღინიშნება გამადნების ვერტიკალური ზონალობა (Popkhadze, *et al.*, 2009).

2.2.2. კუროკოს ტიპის მინერალიზაცია

პოსტ-ვულკანური წარმოშობის მასიური სულფიდური საბადოები სპილენძის, თუთიის, ოქროსა და ვერცხლის მთავარ წყაროს წარმოადგენს და ფერადი ლითონების საბადოებს შორის, ეკონომიკური თვალსაზრისით, რანგით მხოლოდ სპილენძ-პორფირულ საბადოებს თუ ჩამოუვარდებიან. კუროკოს ტიპის საბადოები და მასთან დაკავშირებული მადანგამოვლინებები წარმოდგენილია ერთმანეთთან მჭიდროდ განლაგებული მადნიანი სხეულების სახით, რომელთა მარაგები 2-დან 50 მლნ ტონამდე მერყეობს. კუროკოს მადნიანი რეგიონი (იაპონია) 1972 წელს 8 საბადოს მოიცავდა, რომელთაგან თითოეული 10 ერთეულამდე მადნიანი სხეულისაგან შედგებოდა. ასეთივე მრავალფეროვნებაა საქართველოს ბოლნისის მადნიან რეგიონშიც, სადაც 30 კმ² ფართზე 67 მადანგამოვლინებას აქვს ადგილი. არის აგრეთვე ერთი ექსპლუატაციაში მყოფი საბადო, ხუთი შეფასების პროცესში მყოფი საბადო, კიდევ ექვსი, მაგრამ ნაკლებად გამოკვლეული საბადო, და 13 ალუვიური ოქროს გამოვლინება.

ყველა ეს საბადო წყალქვეშა წარმოშობისაა, და კუროკოს ტიპის საბადოების მსგავსად, მათი წარმოქმნა დაახლოებით 1000 მ სიღრმეზე ზღვის ფსკერზე ქერქის არამდგრად და ნაპრალებიან რეგიონალურ უბნებში ვულკანური ამოფრქვევების შედეგია. საბადოების განაწილება და მოცულობითი ზომები განისაზღვრებოდა ქერქის რღვევების ფორმებით, რომელთაგან უმეტესობას გაწელილი ფორმა ჰქონდა და საშუალებას აძლევდა ვულკანურ ლავას უშუალოდ ზღვის ფსკერზე გამოსულიყო. ლითონის შემცველი ვულკანური ნაკადები ასევე უშუალოდ ერეოდნენ ზღვის წყალს,

რის შედეგადაც იქმნებოდა მინერალიზებული სვეტები, გუმბათები, ან სტრატეფორმული საბადოები.

კუროკოს საბადოს მსგავსად, ბოლნისი-მადნეულის საბადოები იკავებენ რეგიონალურ მეტალოგენიურ ზონას, რომელიც რღვევების ფართო გავრცელებით ხასიათდება და მეტყველებს კავკასიის კოლიზიური ზონის ხანგრძლივ არასტაბილურობაზე. ისინი ცენტრალური ტიპის აპარატებთან დაკავშირებულ საბადოებს წარმოადგენენ, თუმცა შეიძლება იყვნენ ჯერ კიდევ აღმოუჩენელი, ნაკლებად გამოხატული სტრატეფორმული საბადოები.

დღევანდელი მაჩვენებლებით, ბოლნისი-მადნეულის მადნიანი რაიონის ახლანდელი პოტენციალი სავარაუდოდ განისაზღვრება უკვე დადგენილი და ექვსი ნაწილობრივ გამოკვლეული საბადოებით (Popkhadze, *et al.*, 2009; Magalashvili, 1991).

2.3. კვლევის ობიექტში გავრცელებული ნიადაგები

მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე, ეროვნული კლასიფიკაციის მიხედვით, გავრცელებულია ნიადაგების შემდეგი ძირითადი ტიპები: ყავისფერი, მდელოს ყავისფერი, რუხი ყავისფერი, ყომრალი, ალუვიური კარბონატული, ნემომპალა კარბონატული, მთა-ტყე-მდელოს. რეგიონში გვხვდება ასევე ძლიერ ჩამორეცხილი ნიადაგები და ქანების გაშიშვლებები. ქვემოთ მოცემულია თითოეული ნიადაგური ტიპის მოკლე მორფო-ქიმიური დახასიათება.

ყავისფერი ნიადაგი, რომელიც საერთაშორისო უნიფიცირებული კლასიფიკაციის (WRB – ნიადაგური რესურსების მსოფლიო მონაცემთა ცნობარი) მიხედვით (World Reference Base..., 2015) Cambisol-ების ჯგუფს შეესაბამება (Cambisols Chromic), აღმოსავლეთ საქართველოში სუბტროპიკული ტყე-სტეპის ზონაშია გავრცელებული, ზღვის დონიდან 500-900 მეტრის ფარგლებში, ძირითად კარბონატულ ქანებზე. მათი ქვედა საზღვარი მდელოს ყავისფერ და რუხ ყავისფერ ნიადაგებს ესაზღვრება, ხოლო ზედა – ყომრალს. ყავისფერი ნიადაგები ხასიათდება ჩამოყალიბებული პროფილით, კარგად გამოხატული ჰუმუსოვანი ჰორიზონტით, მუქი მორუხო-ყავისფერი შეფერილობით, კომპოვანი სტრუქტურით, მძიმე თიხნარი მექანიკური შედგენილობით, მძლავრი მეტამორფული ჰორიზონტით, კომპოვან-კაკლოვანი სტრუქტურით და თიხა მექანიკური შედგენილობით. ყავისფერი ნიადაგების რეაქცია სუსტი ტუტე, ან

ნეიტრალურია. ჰუმუსის შემცველობა დაბალია, ან საშუალო. ხანგრძლივი მშრალი და ცხელი პერიოდის არსებობა ორგანული ნივთიერებების პოლიმერიზაციასა და დამარაგებას განაპირობებს. ყავისფერი ნიადაგები რუხი-ყავისფერისაგან განსხვავდება ჰუმუსის მეტი შემცველობით, მძლავრი ჰუმუსიანი ჰორიზონტით, ტუტიანობის ნაკლები მაჩვენებლებით, რკინის სხვადასხვა ფორმების ნაკლები შემცველობით. ყავისფერ ნიადაგებს შორის გამოიყოფა ყავისფერი გამოტუტული, ყავისფერი კარბონატული და ღია ყავისფერი ქვეტიპები. სხვადასხვა დაქანების კალთებზე, ისინი შედარებით ადვილად ექვემდებარება ეროზიული პროცესების გავლენას. ყავისფერი ნიადაგი მაღალი ნაყოფიერებით გამოირჩევა, მას კარგი აგრონომიული თვისებები ახასიათებს, რის გამოც მნიშვნელოვან სამიწათმოქმედო ობიექტს წარმოადგენს. შესაბამისად, შავმიწებთან ერთად, საქართველოს ყველაზე მაღალ პროდუქტიულ და ნაყოფიერ ნიადაგებს მიეკუთვნება. ისინი ფართოდ გამოყენება მებაღეობის, მებოსტნეობის, მევენახეობის, შაქრის ჭარხლისა და მარცვლეული კულტურების წარმოებისათვის. ამ ნიადაგებზე გაშენებული ხარისხიანი ღვინოების მომცემი ვენახები და ხეხილის ბაღები მაღალი პროდუქტიულობით და ნაყოფის ხარისხით გამოირჩევა.

მდელოს ყავისფერი ნიადაგის – Cambisols Chromic (World Reference Base..., 2015) გავრცელება ძირითადად ყავისფერი ნიადაგის არეალის თანხვედრილია, ოღონდ უფრო დეპრესიულ ტერიტორიებზეა წარმოდგენილი. ყავისფერ ნიადაგებთან ერთად, ისინი ძირითადად ვაკე რელიეფის პირობებში გვხვდება, მაგრამ ეს ორი ტიპი ერთიმეორისაგან საკმოდ განსხვავდება. მდელოს ყავისფერი ნიადაგი ერთგვაროვანი პროფილით ხასიათდება, მდიდარია თიხის ფრაქციით, სუსტად კარბონატულია. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე ამ ნიადაგებით დაკავებული ფართობები ძირითადად ერთწლიანი და მრავალწლიანი სასოფლო-სამეურნეო კულტურების წარმოებისათვის გამოიყენება.

რუხი-ყავისფერი ნიადაგი – Kastanozems (World Reference Base..., 2015), მარნეულის ვაკის უკიდურეს დასავლეთ ნაწილშია გავრცელებული, ძირითადად მდ. ქციას (ხრამი) მარცხენა მხარეზე, აგრეთვე მარნეულის ტერიტორიიდან ბოლნისის მუნიციპალიტეტისაკენ გამავალი რკინიგზის გასწვრივ. აღნიშნული ნიადაგი ზედაპირიდან კარბონატულია, სუსტად ჰუმუსიანი, მძიმე მექანიკური შემადგენლობით და

აკუმულაციური ჰორიზონტების გათიხების მაღალი მაჩვენებლებით. ნიადაგი მცენარის საკვები ელემენტებით საშუალოდ არის უზურნველყოფილი, ახასიათებს სუსტი ბიცობიანობა, მცირე რაოდენობით შეიცავს წყალში ხსნად სულფატურ მარილებს.

ყომრალი ნიადაგი – Cambisols Dystric (World Reference Base..., 2015), მუნიციპალიტეტის საზღვრებში, ზ.დ. 900-1000 მ-დან 1800-1900 მ სიმაღლემდეა გავრცელებული ფართეფოთლოვანი ტყის ქვეშ. მიწათმოქმედების დანიშნულების თვალსაზრისით, ყომრალი ნიადაგი ძირითადად წინამთების ზოლშია გამოყენებული, ზ.დ. საშუალოდ 900-1300 მ სიმაღლემდე. უფრო მაღლა, ნატყევარი ტერიტორიები საძოვრებად და სათიბებად არის გამოყენებული. ყომრალი ნიადაგი გაეწრების მკაფიოდ გამოხატული პროცესებით ხასიათდება; უმეტეს შემთხვევაში ხირხატია – მძიმე თიხნარი მექანიკური შედგენილობით, გამოირჩევა საშუალო ჰუმუსიანობით და განსხვავებული სიღრმით. ყომრალი ნიადაგი ნაკლებად მდგრადია ეროზიის მიმართ, ამიტომ ტყის საფარის გაჩეხვის შემთხვევაში, ადვილად ექვემდებარება ეროზიას, მითუმეტეს, რომ რეგიონის საზღვრებში, ფართეფოთლოვანი ტყეები ყომრალი ნიადაგებით, ძირითადად, დახრილ ფერდობებზეა გავრცელებული. რეგიონში უმეტესად ე.წ. ყომრალ-შავი ნიადაგები გვხვდება.

მთა-ტყე-მდელოს ნიადაგები – Leptosols Umbric (World Reference Base..., 2015) ძირითადად ლოქის ქედის სუბალპურ სარტყელშია გავრცელებული – სუბალპური მეჩხერი ტყის, მდელო-ბუჩქნარებისა და მდელოების ქვეშ. ამ ნიადაგებს საკმაოდ მაღალი რაოდენობით ჰუმუსის შემცველობა ახასიათებს, რომელიც ნიადაგის მთელ პროფილშია განაწილებული, ხირხატია და გაკორდების საკმაოდ მაღალი ხარისხი. მთა-ტყე-მდელოს ნიადაგების სამეურნეო ღირებულება მათ საფარზე განვითარებული ბალახ-მცენარეულობის საძოვრებსა და სათიბებებად გამოყენებაში გამოიხატება. იმის გამო, რომ ამჟამად სრულიად იგნორირებულია პირუტყვის დატვირთვის დასაშვები ზღვრული ნორმები, აშკარად სახეზეა საძოვრების გამწირების პროცესი, რაც პირველყოფლისა, ნიადაგის ეროზიის თანდათანობით გაძლიერებაში გამოიხატება.

ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგი – Rendzinas (World Reference Base..., 2015) ძირითადად კარბონატებით მდიდარ ქანებზე და ტყით დაფარულ მთიან რელიეფზეა

გავრცელებული. ჰუმუსით საკმაოდ მდიდარია, შეიცავს კარბონატებს. ნემომპალა-კარბონატული ნიადაგი გამოიყენება როგორც მიწათმოქმედებაში, ასევე საძოვრებად და სათიბებად.

ალუვიური ნიადაგები – Fluvisols (World Reference Base..., 2015) ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე ნაკლები გავრცელებით ხასიათდება. ძირითადად მდ. ხრამის, მაშავერას და მათი შენაკადების ჭალებში და ნაწილობრივ ჭალისზედა პირველი ტერასის (4-8 მ) სუსტად დახრილ რელიეფზე გვხვდება. მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე ალუვიური ნიადაგები ყველგან კარბონატულია, საშუალო ოდენობით შეიცავს ჰუმუსს, გამოირჩევა შრეობრიობით. ამ ნიადაგების ძირითადი ნაწილი ათვისებულია მიწათმოქმედებაში.

მუნიციპალიტეტის საზღვრებში გავრცელებული ნიადაგების მნიშვნელოვანი ნაწილი, ანთროპოგენური ფაქტორის გავლენით, ამჟამად სხვადასხვა ინტენსივობით განიცდის დეგრადაციას. ნიადაგების დეგრადაციის პროცესი, უპირველეს ყოვლისა, მათი ფიზიკურ-მექანიკური, ქიმიური და მიკრობიოლოგიური თვისებების გაუარესებაში და, შესაბამისად, ნაყოფიერების დაქვეითებაში ვლინდება (ურუმაძე, 1997).

2.4. კომპანია RMG-ს შეფასება

მადნეულის საბადოს ისტორიული მიმოხილვა. კაზრეთის სამთო-გამამდიდრებელი კომბინატის საბადოს დამუშავება ღია კარიერული წესით 1970-იანი წლებიდან მიმდინარეობს. დღესდღეობით საწარმოო ლიცენზიები კომპანია RMG Rich Metals Group-ის ხელთაა. აქ ორი მოქმედი საწარმოა, RMG Copper, რომელიც აწარმოებს სპილენძის სულფიდურ კონცენტრატს სპილენძის კოლჩედანური მადნიდან და RMG Gold, რომელიც გროვული გამოტუტვის მეთოდის გამოყენებით, ძვირფასი ლითონების ამოკრეფას ოქროს შემცველი მეორადი კაჟოვანი მადნის გადამუშავების გზით ახორციელებს. კომპანიის საწარმოო სიმძლავრე წელიწადში 1,700 მლნ ტონა გადამუშავებულ მადანს შეადგენდა. დღეს-დღეობით კი, ახალი ტექნოლოგიების დანერგვის შედეგად, წარმოების სიმძლავრე 3,200 მლნ ტონამდე გაიზარდა. როგორც სპილენძის სულფიდური კონცენტრატი, ისე ოქრო, მთლიანად საექსპორტოა (გზმ, გარემოზე ზემოქმედების შეფასება). სპილენძის და ოქროს გარდა, მადნეულის მადანი ტყვიას, თუთიას, რკინას, კადმიუმს, ბარიტებს, ვერცხლს და ისეთ მინერალებს

შეიცავს, როგორცაა ფირუზი, მთის ბროლი, ტოპაზი, ამეთვისტო, კვარცი, პირიტი, ქალქოპირიტი, ბორნიტი, კოველინი, ქალკოზინი, გალენიტი, სფალერიტი, გარდა ამისა: ინდიუმი, გალიუმი და სელენიუმი (ოქრიაშვილი, 2013).

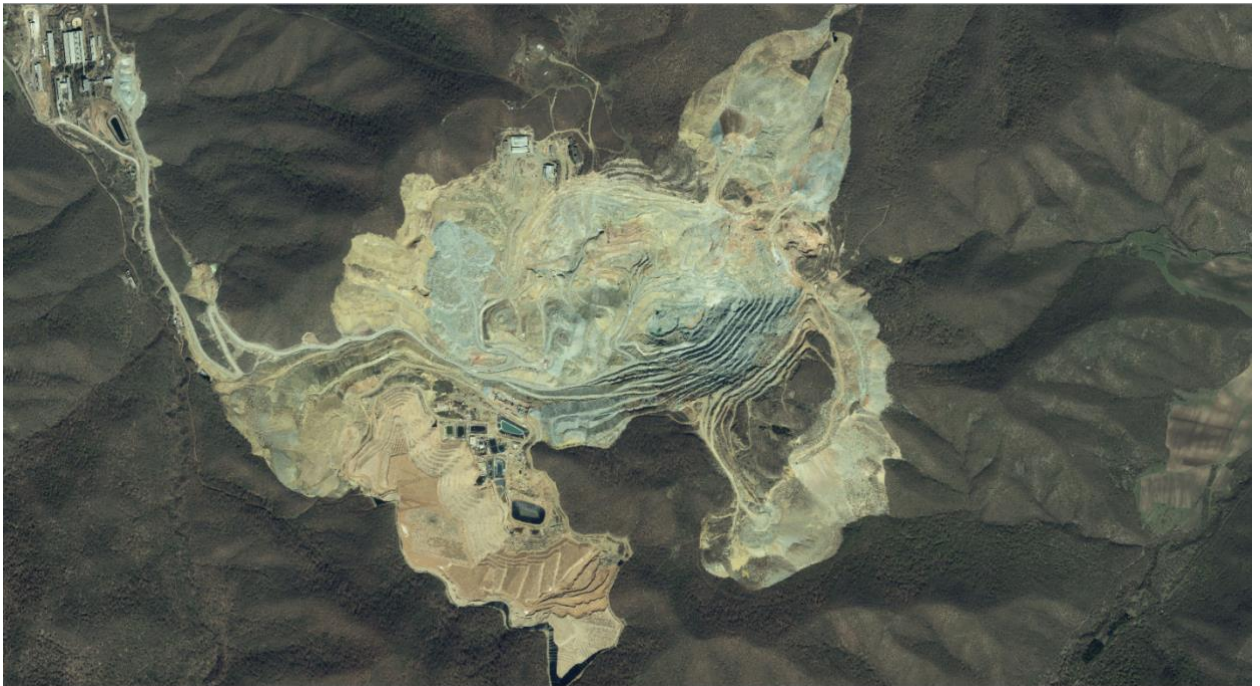
საბადოს მაქსიმალური ნიშნული ზღვის დონიდან 1164 მეტრი იყო, ხოლო ამჟამად 840 მეტრზეა დაყვანილი. მოპოვება კარიერული წესით ხდება. კარიერი დატერასებულია, რაც უფრო ხელსაყრელს ხდის მადნის მოპოვებას. ტერასის სიმაღლე 12, 15, 18 მეტრის ფარგლებში მერყეობს.

საბადოებიდან მადნის მოპოვება ბურღვა-აფეთქებითი მეთოდით ხდება, შემდეგ მადნებიდან მეტალების მიღება და მიღებული პროდუქტის მინარევებისაგან გასუფთავება მიმდინარეობს. ნარჩენებს წარმოების საგანგებო ნაგავსაყრელებზე ყრიან.

საწარმოს გახსნიდან 90-იან წლებამდე ინტენსიურად მუშავდებოდა მადანი, ამის გარდა ამუშავებდნენ ბარიტებს, მთის ბროლს, ფირუზს, რომლებიც ხმარდებოდა როგორც საქართველოს, ასევე საბჭოთა კავშირის ქვეყნებში საექსპორტოდ გადიოდა. 1978 წლიდან კაზრეთში ბროლის საამქრო გაიხსნა, რომელიც პროდუქციას ადგილზევე ამზადებდა (ბროლის ჭიქები, ვაზები, სხვადასხვანაირი ღვინის სასმისები, ჭაღები, სახილეები, საყვავილეები და სხვა სახის ჭურჭელი). 1985 წლიდან კაზრეთში ასევე გაიხსნა ფირუზის საამქრო, რომლის ნედლეულიც საიუველირო მადაზიებს მიეწოდებოდა საქართველოს ფარგლებში. 1980-იან წლებში კაზრეთის საწარმოები აქტიურად განაგრძობდნენ ფუნქციონირებას, მათში დასაქმებულთა რიცხვი 2000 კაცს აჭარბებდა. უნდა აღინიშნოს, რომ საწარმოს გახსნამ ხელი შეუწყო მოსახლეობის ზრდასაც. მაგრამ უკვე 1990-იანი წლებიდან, როცა საბჭოთა კავშირის დაშლა იწყება, კაზრეთში არსებული ვითარება იცვლება. საწარმომ ფუნქციონირება შეაჩერა, ხოლო ბროლის საამქრომ და ფირუზის საამქრომ არსებობა შეწყვიტეს და დაიწყო აუტანელი კრიზისის წლები. 1994 წლიდან კი საწარმომ ფუნქციონირება ისევ განაახლა, იგი ნელ-ნელა იწყებდა არსებული კრიზისიდან გამოსვლას და უბრუნდებოდა ჩვეულ ტემპებს.

1970-იანი წლებიდან, როდესაც მადნეულის საწარმომ ფუნქციონირება დაიწყო (ე.წ. RMG Copper) მხოლოდ სპილენძის კონცენტრატს აწარმოებდა, ხოლო ოქროს შემცველ მადანს ასაწობებდა, ეს გრძელდებოდა 1994 წლამდე ვიდრე ავსტრალიურმა კომპანიამ არ დაიწყო დასაწობებული მადნიდან ოქროს გამოტუტვა ციანიდის ხსნარით. 1997 წლის 2 აპრილს კი ჩამოსხმული იქნა პირველი ოქროს ზოდი. ორივე

საწარმო „გოლდიც“ და „კოპერიც“ერთიდაიგივე საბადოს დამუშავებას ახორციელებს. საწყის ეტაპზე, აქ არსებულ გეოლოგთა ჯგუფის მიერ, ხდება ოქროსა და სპილენძის შემცველი ქანების შესწავლა. თუ ოქროს ძარღვი აღმოჩნდა ქანებში, ეს მადანი მუშავდება კომპანია არ-ემ-ჯი გოლდის საწარმოს მიერ, ხოლო, თუ სპილენძის შემცველი ქანები აღმოჩნდა მას არ-ემ-ჯი კოპერი ამუშავებს. ვინაიდან, ძველი საბადოს ტერიტორიაზე (ნახ. 1) ოქროს მარაგი გამოილია, 2009 წლიდან დაიწყო ახალი საბადოს, აბულბუქის გახსნა და დღემდე აქტიურად ხდება ახალი საბადოს ათვისება. აქ ზედაპირულ ქანებში ოქროს დიდი რაოდენობით შემცველობა აღინიშნება, ამიტომაც მის დამუშავებას ჯერჯერობით კომპანია „არ-ემ-ჯი გოლდი“ ახორციელებს, ხოლო შემდეგ, როდესაც სიღრმეში სპილენძის შემცველობას ექნება ადგილი, მის დამუშავებას კომპანია „არ-ემ-ჯი კოპერიც“ განახორციელებს.



ნახ. 1. მადნეულის საბადო, ორთო ფოტო. 2017 წ.

უნდა აღინიშნოს, რომ ახალი საბადოს, აბულბუქის წიაღში ნავარაუდევია ოქროსა და სპილენძის საკმაოდ დიდი მარაგი (გარემოზე ზემოქმედების შეფასება, გზმ, 2008). მისი დამუშავება კომპანიის მესვეურებს საკმაოდ დიდ სარგებელს და მოგებას მოუტანს, ხოლო აქ მცხოვრებ მოსახლეობას, უფრო მეტი საფრთხე ემუქრება, რადგანაც იგი ბევრად ახლოს (1 კმ-ში) მდებარეობს დასახლებულ პუნქტებთან, ვიდრე ძველი საბადო. მასზე მიმდინარე ბურღვა-აფეთქებითი სამუშაოების შედეგად, დიდი

ოდენობით მტვერი აიტყორცნება ჰაერში, სხვადასხვა მძიმე მეტალების შემცველობასთან ერთად, რომელიც პირდაპირ ეფინება სოფელი ბალიჭის ტერიტორიებს, ან აქ გავრცელებული დასავლეთის ქარების მეშვეობით, გადაიტანება დმანისის ტერიტორიებზე.

2014 წელს მოსახლეობის წინააღმდეგობის მიუხედავად, გაიხსნა საყდრისის კარიერი, რომელიც ზოგიერთი ისტორიული წყაროსა და კვლევების მიხედვით, უძველეს (მსოფლიოში პირველ) ოქროს მომპოვებელ საბადოს წარმოადგენდა. საყდრისის უძველესი ოქროს მომპოვებელი საბადო განადგურდა, თუმცა დარჩენილი არტეფაქტები ახლა ბოლნისის მუზეუმშია დაცული.

მადნის მოპოვებისა და გადამუშავების ტექნოლოგიური პროცესები. შ.პ.ს. "არ-ემ-ჯი გოლდი" გროვული გამოტუტვის მეთოდის გამოყენებით ახორციელებს ძვირფასი ლითონების ამოკრეფას ოქროს შემცველი მეორადი კაჟოვანი მადნის გადამუშავების გზით. საწარმოო პროცესი შემდეგ ეტაპებს გადის: 1. მადნის მოპოვება; 2. მადნის მსხვრევა; 3. გროვის ფორმირება (დამსხვრეული მადანი სატვირთო მანქანების საშუალებით სპეციალურად მოწყობილ მოედანზე იყრება, სადაც მადნის გროვის იარუსებად ფორმირება ხდება. იარუსების სიმაღლე დაახლოებით 5 მეტრს აღწევს); 4. გამოტუტვა (მადნის გროვის თითოეული იარუსის დამთავრების შემდეგ ხდება გროვის დამუშავება ნატრიუმის ციანიდის ხსნარით, (ნახ. 2, ნახ. 3). მადანში ციანიდის ხსნარის შეღწევის შემდეგ, გახსნილი ოქრო ხსნარშივე რჩება ოქრო-ციანიდის ნაერთის სახით. ოქროს მატარებელი ხსნარი მიედინება მოედნის ყველაზე დაბალი კუთხისაკენ, საიდანაც მილის საშუალებით შესაბამისად მაღალი ან დაბალი შემცველობის ხსნარის აუზებში ჩაედინება. შემდგომ, ძვირფასი ლითონის მიღების მიზნით, ოქროს ამომკრეფ საამქროში იტუმბება); 5. ოქროს ამოკრეფა (ოქროს ამომკრეფი საამქრო შედგება ოქროს მატარებელი ხსნარიდან ოქროს ამომკრეფი ნახშირის ადსორბციის სვეტების რიგისაგან. საამქროს აქვს ელექტროლიზის და "დორეს" ზოდებად ჩამოსხმისათვის საჭირო დანადგარები. დღესდღეობით, ჩამოსხმული "დორეს" ზოდების შემდგომი გადამუშავება და ოქროს ზოდებად ჩამოსხმა დიდ ბრიტანეთში წარმოებს. საამქროდან გამოსული ოქროგამოცლილი ხსნარი, ფუჭი ხსნარის, ან შუალედურ აუზებში ჩაედინება, სადაც მას პროცესის განმეორების მიზნით ამატებენ რეაქტივებს (შპს კონსალტინგი, გზშ, 2008).



ნახ. 2. გროვული გამოტუტვის მეთოდი, ანუ ციანიდის დასხურების ეტაპი. აბულბუჯის კარიერი, 2016 წ.



ნახ. 3. მუშების მიერ გამოტუტვის პროცესის შემოწმება. აბულბუჯი, 2016 წ.

შ.პ.ს. „არ-ემ-ჯი კოპერი“ სპილენძის მადნის მოპოვებას აწარმოებს სამთო სამუშაოების მაღაროზე ბურღვა-აფეთქებითი მეთოდით. თავდაპირველად, ხდება

მადნის დამსხვრევა ყბებიანი სამსხვრევით, შემდეგ ლენტის მეშვეობით მიეწოდება ბურთულებიან სამტვრევს უფრო წვრილ ნაწილებად დასამტვრევად, იქიდან გადადის კონუსისებურ სამტვრევში და იმსხვრევა 0.22 სანტიმეტრის ზომამდე. დამსხვრეული ქანი, ლენტების მეშვეობით, ტრანსპორტირდება გამამდიდრებელ ფაბრიკაში შემდგომი გადამუშავებისათვის. შემდეგ გადადის სალექარებში, სადაც ხდება მადნის წყლისგან განთავისუფლება. მიღებულ კონცენტრატს 2 ტონიან ტომრებში ყრიან და გზავნიან სარეალიზაციოდ სარკინიგზო ტრანსპორტის მეშვეობით. წარმოების ნარჩენი მასა, ე.წ. "კუდები" გადაიზიდება სპეციალურ სანაყაროზე, კუდსაცავზე. საწარმოს დღეისათვის ოთხი სანაყარო გააჩნია (საერთო ფართობი 239.7 ჰა). საწარმოს სამთო მინაკუთვნი მოიცავს 1 039 ჰექტარ ტერიტორიას (გარემოზე ზემოქმედების შეფასება, 2008). საწარმო უწყვეტი რეჟიმით მუშაობს.

საწარმოო ნარჩენები. საწარმოში ნარჩენების ძირითად მასას ტექნოლოგიური ნარჩენები წარმოადგენს: 1. ფუჭი ქანები, რომლებიც მადნის მოპოვებისას წარმოიქმნება; 2. თხევადი ნარჩენები (კუდები), რომლებიც გამამდიდრებელ საამქროში მადნის გადამუშავებისას წარმოიქმნებიან. ფუჭი ქანები განლაგებულია კარიერის მახლობლად მდებარე ოთხ ნაგავსაყრელზე, ხოლო თხევადი ნარჩენები, სატუმბი დანადგარების საშუალებით, კუდსაცავში მიემართება. კუდსაცავს 70 ჰა ფართობი უკავია და დალექილია 30 მლნ ტონა გამამდიდრების ნარჩენი მასა (ნახ. 4 და ნახ. 5). კუდების ლითონების შემცველობა დაახლოებით 5.9% შეადგენს (გზშ, 2008).

ნარჩენების მოცულობა, რომელიც გროვაში იმარხება, 3-4 ტ/თვეში შეადგენს, რომელიც ჩვეულებრივ ლიცენზიის მქონე ნაგავსაყრელზე განთავსდებოდა. ფუჭი ქანების უზარმაზარი გროვების არსებობის გამო, მადნეულის ღია კარიერის ირგვლივ, გარემოს დაცვის სამინისტრომ ნებართვა გასცა ნარჩენების გროვებში ინერტული ნარჩენების ჩამარხვაზე. ჩამარხული ნარჩენები, ძირითადად შედგება ქიმიური ნივთიერებების შესაფუთი მასალის ნარჩენებისაგან და მშენებლობის/ტექნიკური მომსახურების ნარჩენებისაგან, რომელიც უმთავრესად ხეს ან ფოლადს წარმოადგენს. თვით კასრები ავტოდამტვირთველის საშუალებით იმარხება გროვებზე. ნარჩენი ზეთი, რომელიც მოწყობილობების ტექნიკური მომსახურების შედეგად წარმოიქმნება, 200 ლ კასრებში ინახება, შემდეგ ნარჩენი ზეთები, შემდგომი უტილიზაციის მიზნით, საწარმოს ტერიტორიიდან კონტრაქტორ ორგანიზაცია შ.პ.ს. სანიტარს გააქვს.



ნახ. 4. კუდსაცავი, თხევადი ნარჩენების განთავსების ადგილი. 2017 წ.



ნახ. 5. თხევადი ნარჩენების განთავსება კუდსაცავზე, 2016 წ.

საშიშ ნივთიერებათა მართვა და გამოყენებული ქიმიური ნივთიერებები. საშიშ ნივთიერებათა კატეგორიას ის ნაერთები მიეკუთვნება, რომლებიც ზიანს აყენებს

ადამიანის ჯანმრთელობას, ან გარემოს, არასათანადოდ მოხმარების, დაგროვების, შენახვის, ან არასწორი მოხმარების დროს.

ოქროს ამოკრეფის პროცესში, ქვემოთ ჩამოთვლილი ქიმიური ნივთიერებები გამოიყენება. მოყვანილი სია სრული არ არის და მხოლოდ იმ ნივთიერებებს მოიცავს, რომლებიც ტოქსიკურია, ან დიდი რაოდენობით გამოიყენება.

კირი: მიზანი – ხსნარის pH-ის კონტროლი, წყარო – თერჯოლის რ-ნი, საქართველო.

ნატრიუმ-ციანიდი: მიზანი – ოქროს გახსნა გამოტუტვისა და გამორეცხვის წრედებში წყარო – რუსთავი, საქართველო; ტრანსპორტი – სატვირთო მანქანები; შენახვა – ციანიდი ინახება მომწოდებლის კუთვნილ ჰერმეტიკულად დალუქულ კონტეინერებში, მისთვის სპეციალურად გამოყოფილ, საიმედო ადგილას. ხსნარის მოსამზადებელი სადგური განთავსებულია ოქროს ამომკრეფი საამქროს ახლოს. ეს უბანი დაპროექტებული და აშენებულია იმგვარად, რომ შესაძლებელი იყოს, სითხის დაღვრის შემთხვევაში, მისი ლოკალიზაცია. ციანიდის ხსნარის მოსამზადებელი ცისტერნა ჯებირით AA შემოფარგლული. დაღვრილი სითხე ბეტონის იატაკში ჩაედინება დატანებულ ზუმფში, საიდანაც დატვირთული ხსნარის აუზში გადაიქაჩება; ხარჯი – დაახლოებით 800 ტ/წელიწადში.

ნატრიუმის ჰიდროქსიდი (კაუსტიკური სოდა): მიზანი – pH-ის რეგულირება ციანიდის შერევისას და მოსაცილებელი ხსნარის მომზადებისას; წყარო – თურქეთი; ტრანსპორტი – სატვირთო მანქანები; ხარჯი – დაახლოებით 40 ტ/წელიწადში.

ნახშირი: მიზანი – გამოიყენება ნახშირის ადსორბციის სვეტებში მათზე ლითონების ადსორბციის მიზნით; წყარო – ნიდერლანდები; ტრანსპორტი – ხომალდით ფოთამდე, შემდეგ სატვირთო მანქანებით უბნამდე; შენახვა – არ საჭიროებს შენახვის სპეციალურ პროცედურებს; ხარჯი – დაახლოებით 10 ტ/წელიწადში.

მარილმჟავა: მიზანი – გამოიყენება ნახშირის გამოსარეცხად კალციუმის ნალექის მოშორების მიზნით, რომელიც შეაფერხებდა ნახშირის მიერ ოქროს ადსორბციას დატვირთული ხსნარიდან; წყარო – თურქეთი; ტრანსპორტი – სატვირთო მანქანები; შენახვა – მომწოდებლის 200 ლიტრიან პლასტიკის კონტეინერებში (მარილმჟავას საწყობი გამოყოფილია ყველა იმ უბნისაგან, სადაც არის ციანიდი); ხარჯი – დაახლოებით 55000 ლიტრი/წელიწადში.

თიოზარდოვანა: მიზანი – ხელს უწყობს ოქროს/ციანიდის ნაერთების მოცილებას აქტიური ნახშირიდან; წყარო – ჰონკონგი; ტრანსპორტი – ხომალდით თურქეთამდე, შემდეგ კი სატვირთო მანქანებით უზნამდე; შენახვა – ქიმიურ ნივთიერებათა საწყობი; ხარჯი – დაახლოებით 50-60 ტ/წელიწადში (გზმ, 2008).

ნატრიუმის ციანიდი. ამ თავში, რომელიც აღწერს საშიშ ნივთიერებათა მენეჯ-მენტს, ყურადღება გამახვილებულია ნატრიუმის ციანიდზე, რომელიც პოტენციურად განსაკუთრებულად საშიშია გარემოსთვის და, არასწორი მართვის შემთხვევაში, ადამიანის გარდაცვალებას იწვევს. საზოგადოებას შიშნარევი დამოკიდებულება აქვს იმგვარი საწარმოო ტექნოლოგიების მიმართ, რომლებშიც ციანიდი გამოიყენება. ფაქტობრივად, ამგვარი საწარმოო პროცესების სწორი მართვის დროს, ადამიანის ჯანმრთელობასა და გარემოზე ზემოქმედების რისკი მისაღებ დონემდეა შემცირებული. ციანიდი ფართოდ გავრცელებული და მნიშვნელოვანი სამრეწველო დანიშნულების მქონე ქიმიური ნივთიერებაა. იგი, ყველაზე მეტად, სამთო-მომპოვებელ მრეწველობაში მისი გამოყენებითაა ცნობილი, მაგრამ ასევე გამოიყენება ისეთ სამრეწველო პროცესებში, როგორცაა ფოლადისა და პლასტმასის წარმოება. ციანიდი განსაკუთრებით ცნობილია მინერალების დამუშავებაში გამოყენებით (Logsdon, *et al.*, 1999).

იმ შემთხვევებში, როდესაც ციანიდის კონცენტრაცია 180 მგ/კგ-ს აღემატება, ეს ნაერთი სწრაფმოქმედი შხამის თვისებებს იძენს, რომელმაც, სასწრაფო დახმარების აღმოუჩენლობის შემთხვევაში, რამდენიმე წუთში, შესაძლოა სიკვდილი გამოიწვიოს, ამასთანავე, მას დაბალი კონცენტრაციებით მრავალი მცენარე ბუნებრივად შეიცავს. ჩვენ ყოველდღიურად ვიღებთ ციანიდს საკვებთან ერთად და ვებებით მას სხვა რაიმე პროდუქტის გამოყენებისას. ჩვენი ორგანიზმი ციანიდისაგან ღვიძლის საშუალებით თავისუფლდება, და ცნობილია, რომ კიბოს არ იწვევს. ადამიანები, რომლებიც საბედისწერო დოზებით არ მოწამლულან, სწრაფად აღიდგენენ ჯანმრთელობას. როგორც გამოცდილება გვიჩვენებს, თუკი ადამიანი ხანგრძლივი დროის განმავლობაში არ იმყოფება დაუშვებლად მაღალი დოზების გავლენის ქვეშ, მაშინ ჯანმრთელობაზე ზეგავლენა არც ხანგრძლივი პერიოდის შემდეგ იჩენს თავს.

უკვე 100 წელზე მეტია, რაც ციანიდი ოქროს წარმოებაში გამოიყენება. ბუნებაში არსებული მრავალი მიკროორგანიზმი გამოიმუშავებს ციანიდის შემცველ ქიმიურ ნივთიერებებს, იგი დაახლოებით 2650 სახეობის მცენარის ნივთიერებათა ცვლის

ნორმალურ პროცესში მონაწილეობს. ამგვარად, ციანიდის მცირე შემცველობები ბუნებრივად ხვდება ზედაპირულ და მიწისქვეშა წყლებში. ადამიანებს და ცხოველებს შესაძლოა საშიშროება ემუქრებოდეთ მცენარეულობის, მათ შორის ატმის, გარგრის თესლის, ბამბუკის ყლორტებისა და ნუშის საკვებად გამოყენებისას, ციანიდის ნებისმიერი კონცენტრაცია მომწამვლელი რომ იყოს.

ციანიდის მნიშვნელოვან რაოდენობას შეიცავს რკინისა და ფოლადის წარმოებიდან და ნავთობგადამამუშავებელი ქარხნებიდან გამოშვებული კვამლი, მანქანების გამონაბოლქვი და სიგარეტის კვამლი. სიგარეტის კვამლში არსებული ციანიდის რაოდენობამ შეიძლება იმ კონცენტრაციას მიაღწიოს, რომ მისი ხანგრძლივი პერიოდის განმავლობაში ჩასუნთქვის შემთხვევაში, შესაძლოა დამლუპველი აღმოჩნდეს ჯანმრთელობისათვის. ციანიდის ბუნებრივი გარდაქმნის მრავალი მექანიზმი არსებობს, მათ შორის ჰიდროლიზი, ფოტოლიზი, ქიმიური და ბაქტერიოლოგიური ჟანგვითი პროცესები და ლითონებთან ნაერთების წარმოქმნა.

RMG-ის მიერ განხორციელებული გარემოსდაცვითი პროექტები. “არემჯის” კომპანიის ვებ-გვერდზე საკმაოდ ვრცელი მასალაა წარმოდგენილი კატეგორიაში “გარემოს დაცვა”. კომპანიის ინფორმაციით, მას შემდეგ, რაც საწარმოების მფლობელი არემჯი ჯგუფი გახდა, “კომპანიაში ჩამოყალიბდა ჯანდაცვის, შრომის უსაფრთხოებისა და გარემოს დაცვის სამსახურის ახალი სტრუქტურა. შემუშავდა ახალი გარემოსდაცვითი პოლიტიკა. კომპანიის ქიმიური ლაბორატორია აღიჭურვა თანამედროვე ექსპრეს ანალიზატორებით ხსნარებში მძიმე მეტალების, ციანიდებისა და სულფატის იონების შემცველობის და ატმოსფერული ჰაერის სიმღვრივის განსასაზღვრად. ყოველდღიურად მიმდინარეობს შემდეგი სახის მონიტორინგი:

- წყლის ჩაშვებაზე;
- ატმოსფეროში მტვრის გაფრქვევებზე;
- HCN გაზის რაოდენობაზე;
- სანაყაროებზე;
- მილსადენების გამართულობაზე;
- კუდსაცავზე;
- კარიერული მჟავე წყლის აღწერა”.

ვებ-გვერდის თანახმად, “კომპანიის გარემოს დაცვის დეპარტამენტი ყოველდღიურად ახორციელებს წყლის ხარისხის შემოწმებას, რომლის ძირითადი მიზანია იმის ჩვენება, რომ წყალში არ აღინიშნება თავისუფალი ციანიდის, ან ციანიდის სხვადასხვა მეტალოკომპლექსების შემცველობა”. ვებ-გვერდზე მითითებულია სინჯების აღების წერტილების მდებარეობა, თუმცა არაფერია ნათქვამი ყოველდღიური შემოწმებების შედეგის შესახებ. ასევე, ვებ-გვერდზე მოცემულია არემჯი გოლდისა და არემჯი კოპერის “წყლის ცირკულაციის სქემის აღწერა” და რა უნდა კეთდებოდეს მტვერის წარმოქმნის თავიდან ასაცილებლად. საგულისხმოა, რომ ვებ-გვერდზე 2015 წლის 12 სექტემბერს განთავსებულია სიახლე სათაურით: “გარემოსდაცვითი აუდიტი დასრულდა”. კომპანიის ინფორმაციის თანახმად, “6 თვიანი მუშაობის შემდეგ გარემოზე ზემოქმედების შეფასების დამოუკიდებელმა კომისიამ შპს “არემჯი გოლდისა” და სს “არემჯი კოპერის” კუთვნილ სამთო-მოპოვებით საწარმოებში გარემოსდაცვითი მაჩვენებლების დამოუკიდებელ შეფასებაზე მუშაობა დაასრულა. საერთაშორისო გარემოსდაცვითმა აუდიტორებმა პროფ. გრიგორი შმატკოვმა და ირინა ნიკოლაევამ, პრეზენტაციაზე მოწვეულ სტუმრებს და მედიის წარმომადგენლებს, აუდიტის მიმდინარეობის შესახებ სრული ინფორმაცია მიაწოდეს. სამწუხაროდ, კომპანიას არ გამოუქვეყნებია არც გარემოსდაცვითი აუდიტის ანგარიშის დოკუმენტი და არც აუდიტის ძირითადი მიგნებების შესახებ ინფორმაცია. აუდიტის ანგარიში, მოთხოვნის საფუძველზე, ხელმისაწვდომია გარემოსა და ბუნებრივი რესურსების დაცვის სამინისტროში. სამინისტროს ინფორმაციით, დოკუმენტი გადაეცა გარემოსდაცვითი ზედამხედველობის დეპარტამენტს საწარმოების შემოწმების პროცესში.

აუდიტის დოკუმენტის თანახმად, “საწარმოების უარყოფითი ზემოქმედების შედეგად, რეგიონში წარმოიშვა მთელი რიგი უარყოფითი გარემოსდაცვითი შედეგები, რომლებსაც აქვთ გაუარესების ტენდენცია:

- ბუნებრივი რელიეფის დარღვევა, კარიერის, სანაყაროების, კუდსაცავებისა და სხვა საწარმოო კომპლექსების ფორმირების შედეგად მიწის დაკარგვა;
- კარიერებთან და სატრანსპორტო მაგისტრალებთან, სადაც ხდება ფუჭი ქანებისა და მადნის ტრანსპორტირება, არსებული ნიადაგის დაბინძურება მძიმე ლითონებით. ეს ქმნის მიმდებარე სასოფლო-სამეურნეო მიწების დაბინძურების საფრთხესაც;

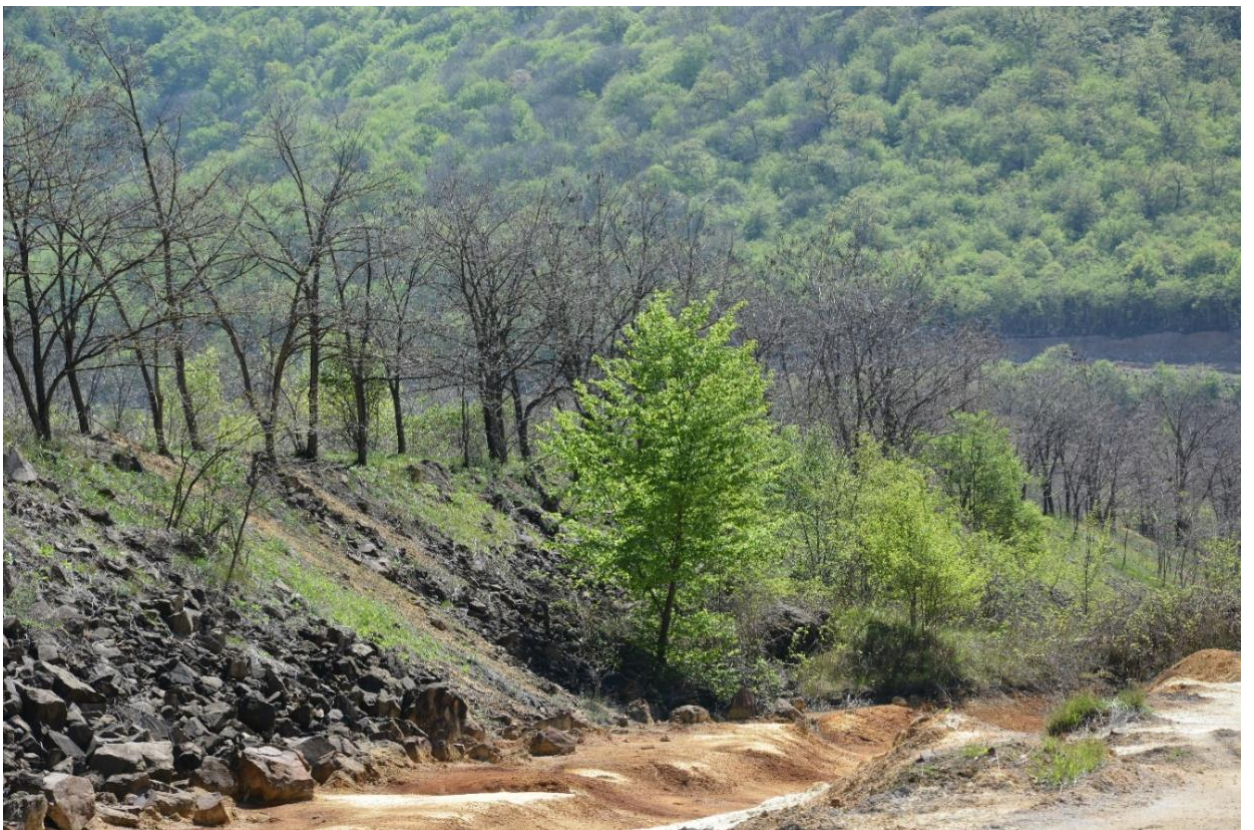
- ატმოსფერული ჰაერის დაბინძურება მტვრით, ციანიდის ნატრიუმის აეროზოლებით და დიდტონაჟიანი ტექნიკიდან სხვა მავნე აირადი ნივთიერების გაფრქვევებით;
- ბოლო 50 წლის (ოქროსა და სპილენძის საბადოების განვითარების პერიოდი) განმავლობაში, სპეციალისტების მიერ აღნიშნულია უარყოფითი ცვლილებები, როგორც ტყის ბიოგეოცენოზში, ასევე მდინარეების ჰიდრობიოცენოზში (სახეობრივი მრავალფეროვნებისა და თვითაღდგენის შესაძლებლობების შემცირება).

აუდიტის თანახმად, „რეკომენდირებულია, კომპანიების სს „RMG Copper“-ისა და შპს „RMG Gold“-ის საქმიანობის ღრმა ეკოლოგიურ-ეკონომიკური ანალიზი და კომპლექსური გარემოსდაცვითი ღონისძიებების გრძელვადიანი პროგრამის შემუშავება საწარმოებისათვის და რეგიონის გარემოს კრიზისული ეკოლოგიური მდგომარეობიდან გამოყვანისათვის” (მწვანე ალტერნატივა, 2017).

ქვემოთ მოცემულ სურათებზე (ნახ. 6, 7, 8, 9) ასახულია კომპანია არემჯის მიერ განხორციელებული გარემოსდაცვითი პროექტები რეკულტივაციის კუთხით. უკვე რამოდენიმე ათწლეულია კუდსაცავის ტერიტორიაზე რეკულტივაცია მიმდინარეობს, თუმცა, როგორც ნახატებზე ჩანს, ფერდობების არასწორი დატერასება მუდმივად მის ჩამორეცხვას იწვევს და შეუძლებელს ხდის მის რევეგეტაციას. გამხმარია როგორც ხეები, ისე სხვა მცენარეული საფარი. აქედან გამომდინარე, რეკომენდირებულია ამ საკითხებში კომპეტენტურ მეცნიერთა ჯგუფის შექმნა, რომელიც აღნიშნული პრობლემების მოგვარებაზე იმუშავებს.



ნახ. 6. კულდასაგვის ტერიტორიაზე განხორციელებული რეკულტივაცია. 2016 წ.



ნახ. 7. კულდასაგვი, რეკულტივაცია. 2016 წ.



ნახ. 8. ტუფის კარიერზე განხორციელებული რეკულტივაცია, 2020 წ.



ნახ. 9. ფერდობებზე ბუნებრივად ამოსული მცენარეები, 2020 წ.

თავი 3. ნიადაგების დაბინძურების პრობლემა საქართველოსა და მის ფარგლებს გარეთ

2010 წელს ქართველი და გერმანელი მეცნიერების მიერ (ფ. ჰენინგსენი, თ. ურუშაძე, ბ. კალანდაძე და სხვ.), ბოლნისის მუნიციპალიტეტში ჩატარდა კვლევა. მათ მიმე ლითონების შემცველობა გამოიკვლიეს როგორც ნიადაგებში, ასევე მათზე მოყვანილ პროდუქციაში. კვლევის მიხედვით, რეგიონში მთავარი პრობლემური ელემენტებია Cu, Zn და Cd, ხოლო Pb, Cr, V, Co, Ni, Hg მცირე რაოდენობითაა წარმოდგენილი. დაბინძურების უფრო მაღალი დონე აღმოჩნდა იმ ნიადაგებში, რომლებიც ირწყვება მდ. მაშავერას წყლით. შესაბამისად, საკვებ პროდუქტებში რომლებიც ამ ნიადაგებზეა მოყვანილი, Cu, Zn და Cd-ის შემცველობა უფრო მაღალი აღმოჩნდა (Felix-Henningsen *et al.*, 2010). ნიადაგებში ელემენტების მაქსიმალური შემცველობაა: Cu=933 მგ/კგ, Zn=782 მგ/კგ, Cd=3.58 მგ/კგ. მცენარეებიდან: პამიდორში – Cu=6.5 მგ/კგ, Zn=23.9, Cd=0.4; წითელ ჭარხალში – Cu=19.7, Zn=59, Cd=0.49; თეთრ კომბოსტოში – Cu=29, Zn=116.6, Cd=1.5; ისპანახის ფოთოლში – Cu=37.2, Zn=253.2, Cd=2.93 (Hanauer, *et al.*, 2011; Kalandadze and Matchavariani, 2019; Avkopashvili, *et al.*, 2017).

ძველი კვლევების თანახმად (Zeien, 1995), აღნიშნულ რეგიონში კლასიფიცირებულია ნიადაგების თუთიით და მანგანუმით დაბინძურების ხარისხი (უმნიშვნელო, ზომიერი, საშუალოზე მეტი, ძლიერი, უკიდურესად ძლიერი). კონცენტრაციის კოეფიციენტის საერთო მაჩვენებლის მიხედვით, ტერიტორიის უმეტეს ნაწილში, ნიადაგის ზედა ფენა ძლიერ დაბინძურებულია (Sastre *et al.*, 2004).

საქართველოს ყველა რეგიონში, გარემოს ეროვნული სააგენტოს მიერ, ყოველწლიურად ტარდება ნიადაგებისა და წყლის მონიტორინგი. მათ მიერ, 2015-2016 წლებში, ქალაქებში ბოლნისი და დმანისი, ასევე დაბა კაზრეთში ჩატარებული კვლევის მიხედვით, მიმე ლითონების მაქსიმალური და საშუალო შემცველობები ნიადაგებში მოცემულია #1 ცხრილში.

კვლევის მიხედვით ჩანს, რომ ნიადაგების დაბინძურება 2015 წელს ბევრად მაღალი იყო, ვიდრე 2016 წელს. გამონაკლისს მხოლოდ Cu, Zn და Pb წარმოადგენს ქ. ბოლნისში, რომელთა შემცველობებმაც 2016-ში უფრო მოიმატა. 2015 წელს ქ. ბოლნისში Mn-ის საშუალო შემცველობა 1053 მგ/კგ იყო, 2016 წელს კი 385-მდე

ჩამოვიდა. Cd მაქსიმალური შემცველობა 17.7 მგ/კგ ოყო, 2016 წელს კონცენტრაციამ 1.5-მდე დაიწია.

ცხრილი 1. გარემოს ეროვნული სააგენტოს მიერ 2015-2016 წლებში გამოკვლეულ ნიადაგებში ელემენტების საშუალო და მაქსიმალური რაოდენობები, მგ/კგ.

	ბოლნისი		ბოლნისი		კაზრეთი		კაზრეთი		დმანისი		დმანისი	
	2015		2016		2015		2016		2015		2016	
	საშ	მაქს	საშ	მაქს	საშ	მაქს	საშ	მაქს	საშ	მაქს	საშ	მაქს
Cu	20.3	58.0	90.2	155.6	43.8	133.6	42.7	90.8	165.2	377.2	43.1	59.6
Zn	136.1	202.4	199.7	313.5	222.8	353.2	53.5	99.5	53.9	143.4	160.4	234.2
Pb	22.0	35.5	17.4	34.1	17.3	32.1	9.5	29.3	83.8	243.9	30.7	97.2
Mn	1053.4	2957.7	385.2	640.0	969.5	1954.5	392.8	788.6	630.0	903.6	399.2	632.0
Ni	18.0	26.9	11.6	26.0	18.8	24.7	16.5	21.1	81.2	196.6	21.2	13.5
Cd	7.1	17.7	1.0	1.5	5.1	9.9	0.8	2.8	19.4	91.6	1.2	1.5
Co	37.8	57.9	8.8	17.0	36.8	66.7	4.2	7.3	127.8	397.0	10.3	23.6

ნიადაგების დაბინძურების პრობლემა საქართველოს ფარგლებს გარეთაც იჩენს თავს. აშშ-ს გარემოს დაცვის სააგენტოს (EPA) მონაცემების მიხედვით, ქვეყანაში 500,000-ზე მეტი მიტოვებული საბადოა, რომელთა რეკულტივაციაზე და მათ მიერ გარემოზე მიყენებული ზიანის შემცირებაზე BLM (Bureau of Land Management), Forest Service, EPA, OSM (Office of Surface Mining Reclamation and Management) 1997-2008 წლის განმავლობაში \$2.6 მილიარდი დახარჯა (აქედან EPA-მ ყველაზე მეტი \$2.2 მლრდ), (GAO, 2011).

მონტანას შტატში დღემდე ცდილობენ გარემოსათვის მიყენებული იმ ზიანის აღმოფხვრას, რაც ინდუსტრიულმა წარმოებამ დაუტოვა შტატს. მონტანაში კარიერული წარმოება 1864 წელს დაიწყო. 4915 კარიერი ამ შტატში მიტოვებულად ითვლება, ხოლო 1128 დღესდღეობით მოქმედია. ანაკონდას სპილენძის კარიერი (Anaconda Copper Mine, Butte, Montana, USA) ექსპლუატაციაში 1884 წლიდან ჩაეშვა, მისი ფუნქციონირება 1980 წლამდე გაგრძელდა, ხოლო რეკულტივაცია 1988 წელს დაიწყო და დღემდე მიმდინარეობს, თუმცა იმ ზარალის აღმოფხვრა, რაც ანაკონდას კარიერმა გარემოს მიაყენა, ჯერაც ვერ მოხერხდა.

2016 წელს, მონტანას სახელმწიფო უნივერსიტეტში სტაჟირებისას, ანაკონდას კარიერიდან აღებულ ნიადაგის ნიმუშებში, განვსაზღვრეთ მძიმე მეტალების შემცველობა. გამოკვლეულ სინჯებში მძიმე ლითონების საკმაოდ მაღალი კონცენტრაცია აღმოჩნდა. მიუხედავად იმისა, რომ რეკულტივაციულ-რემედიაციული პროექტები

თითქმის სამი ათეული წელიწადია მიმდინარეობს, ნიადაგების მძიმე ლითონებისგან გაწმენდა მაინც ვერ მოხერხდა, თუმცა ორგანიზაცია EPA (United States Environmental Protection Agency), რომელიც კარიერის რეკულტივაციაზეა პასუხისმგებელი, აქტიურად ცდილობს ისეთი მცენარეების დათესვას, რომელთაც მძიმე ლითონების ათვისების უნარი შესწევთ (ნახ. 10).



ნახ. 10. ანაკონდას კარიერზე განხორციელებული ფიტორემედიაცია.

ანაკონდას რეკულტივირებულ კარიერზე მუდმივად ხდება სადრენაჟო სისტემაში დაგროვებული წყლის გაწმენდა. ყოველწლიურად EPA ანაკონდას ტერიტორიის რეკულტივაციისათვის მთლიანობაში 20 მლნ დოლარს ხარჯავს.

თავი 4. კვლევის ეტაპები და მეთოდოლოგია

4.1. კვლევის განხორციელების ეტაპები

საკვლევ რეგიონში, 8 წლის მანძილზე, მიმდინარეობდა კვლევები, რომლის განმავლობაშიც ბოლნისისა და დმანისის მუნიციპალიტეტების სასოფლო-სამეურნეო ნიადაგებში განისაზღვრა ქიმიური ელემენტების შემცველობა. გამოკვლეულია ასევე მცენარეების ფიტორემედიაციული უნარები. 2014 წელს, ბოლნისისა და დმანისის მუნიციპალიტეტების დასახლებებში: დმანისი, ბალიჭი, განთიადი, საყდრისი, ქვეში, მწყნეთი, ნახიდური, წულრუღაშენი, კაზრეთი და რატევანი, აღებული იქნა ნიადაგის ნიმუშები, სადაც 68 ქიმიური ელემენტი განისაზღვრა (იხ. ცხრილი 3) ICP-MS-ზე სავანა რივერის ლაბორატორიაში, აშშ (Savannah River National Laboratory). 2015 წელს ნიადაგის ნიმუშები განმეორებით იქნა აღებული სოფელ ვარდისუბანსა და დაბა კაზრეთში. ნიმუშებში 18 ელემენტი იქნა გამოკვლეული ICP-MS-ზე (იხ. ცხრილი 5), სამხრეთ ფლორიდის უნივერსიტეტის ლაბორატორიაში (University of South Florida). 2017 წელს Cd, Cu, Zn, Mn, Pb ზემოთ ჩამოთვლილი სოფლების გარდა, გამოკვლეული იქნა ასევე სოფლებში ფოლადაური, ქვემო ბოლნისი, მუშევანი, აკაურთა, გომარეთი, მამიშლო, აბულბუქი, ტანძია, დარბაზი, ფოცხვერიანი (ცხ. 9). ამასთან რადგანაც ბალიჭი კარიერთან ყველაზე ახლოს მდებარე სოფელია ნიადაგის ნიმუშები აღებული იქნა 4 სხვადასხვა პუნქტიდან – ბალიჭი ჭალები, ბალიჭი შესასვლელთან, ბალიჭი შუაუბანი და ბალიჭი ზედაუბანი. 2017 წელს, მდ. ფოლადაურის ფსკერიდან აღებული იქნა სინჯი, მასში გაიზომა Cd, Cu, Zn, Mn, Pb შემცველობა (Withanachchi, et al., 2018). 2017 წელს აღებული სინჯების შესწავლა მოხდა AAS-ს (Atomic Absorbtion Spectroscopy) საშუალებით, ელემენტერ ანდრონიკაშვილის სახელობის ფიზიკის ინსტიტუტში.

ჩვენს მიერ გამოკვლეული სოფლების შერჩევის პრინციპი დამოკიდებული იყო მათი კარიერიდან დაშორების მანძილზე, რათა დაგვედგინა თუ სადამდე ვრცელდება კარიერული წარმოების ნეგატიური გავლენა ამათუიმ სოფლის სასოფლო სამეურნეო ნიადაგებზე.

2015 წელს, სინჯები აღებული იქნა საყდრისის, აბულბუქისა და მადნეულის საბადოებზე დასაწყობებული მადნიდან. საყდრისის კარიერიდან აღებული იქნა 2 სინჯი, რომელთაგან ერთი – მადნის გამოტუტვამდე, ხოლო მეორე – გამოტუტვის

შემდეგ (ციანიდის დასხურებამდე და ციანიდის დასხურების შემდეგ). აზულბუქისა და მადნეულის კარიერებიდან აღებულია თითო სინჯი მადნის გამოტუტვის შემდეგ. ნიმუშებში განისაზღვრა 42 ქიმიური ელემენტის შემცველობა (ცხ. 7) ICP-MS-ის მეშვეობით (ნახ. 11) მონტანას სახელმწიფო უნივერსიტეტის ლაბორატორიაში, აშშ (Montana State University).



ნახ. 11. ნიადაგებში ქიმიური ელემენტების განსაზღვრის პროცესი. მონტანას სახელმწიფო უნივერსიტეტის ლაბორატორია, 2016 წ.

ყველა გამოკვლეული მონაცემი სტატისტიკურად იქნა დამუშავებული გამოთვლილ იქნა მონაცემების საშუალო და სტანდარტული გადახრა, აგრეთვე დაბინძურების ფაქტორი, აკუმულაციის ინდექსი, ეკოლოგიური რისკის ფაქტორი, ტრანსლოკაციის ფაქტორი, აკუმულაციის კოეფიციენტი, პირსონის კორელაციის კოეფიციენტი. აღნიშნულ ფორმულებზე დაყრდნობით მოხდა ნიადაგების დაბინძურების დონის განსაზღვრა.

2012 წელს, ფიტორემედიაციული კვლევა ჩატარდა სოფლებში წულრუღაშენი, რატევანი და ბალიჭი. გამოკვლეულია მცენარე შაქრის ჭარხლის, წითელი ჭარხლისა

და ამარანტის (ჯიჯლაყას) ფიტორემედიაციული უნარები. სოფ. წულრულაშენისა და რატევნის სამეურნეო ტერიტორიაზე, მოყვანილი იქნა მხოლოდ შაქრის ჭარხალი, ხოლო სოფ. ბალიჭში – შაქრის ჭარხალი, წითელი ჭარხალი და მცენარე ამარანტი. კვლევაში გამოყენებულია ისეთი ბიო-აქტივატორები, როგორცაა ბიორაგი და ლინგოჰუმატი. მცენარეების დათესვა ადრეულ გაზაფხულზე მოხდა, ნიმუშები შეგროვდა 23 აგვისტოს, ხოლო ელემენტების შემცველობები ატომურ ადსორბციულ სპექტროსკოპზე (AAS) განისაზღვრა. ნიმუშებში განისაზღვრა კადმიუმის, სპილენძისა და თუთიის შემცველობა. მიღებული შედეგების საშუალებით კი დაანგარიშდა მცენარის აკუმულაციის კოეფიციენტი და ტრანსლოკაციის ფაქტორი.

2012 წელს, ფიზიკის ინსტიტუტში ჩატარდა ექსპერიმენტი. წინასწარ მომზადებულ 7 ქოთანში მოთავსდა სუფთა შავი ნიადაგი, ქოთნებზე ხელოვნურად იქნა დამატებული ზოგან 10 მგ/კგ, ზოგან კი 20 მგ/კგ კადმიუმი. ექსპერიმენტისათვის გამოყენებული იქნა აქტივატორი ბიორაგი. ქოთანი №1 წარმოადგენდა საკონტროლო ქოთანს, ქოთანი №2 საკონტროლო ბიორაგიან ქოთანს, №3 ქოთანში დამატებული იქნა 10 მგ/კგ კადმიუმი, №4 ქოთანში 10 მგ/კგ კადმიუმთან ერთად, მოხდა ბიორაგის გამოყენებაც, №5 ქოთანს დაემატა 20 მგ/კგ კადმიუმი, №6 ქოთანს – 20 მგ/კგ კადმიუმთან ერთად, გამოყენებულია ბიორაგი. ქოთნებში №1-დან №6-მდე დაითესა შაქრის ჭარხალი, ხოლო №7 ქოთანი, სადაც დამატებულია 20 მგ/კგ კადმიუმი, დაითესა ბიორაგიანი წითელი ჭარხალი. ნიმუშების შეგროვება ივლისის ბოლოს მოხდა, შედარების მიზნით, ნიმუშები აღებული იქნა ასევე სოფ. ბალიჭისა და სოფ. რატევნის სამეურნეო ნიადაგებიდან.

2013 წელს სოფ. ბალიჭში და სოფ. წულრულაშენში გამოყენებული იქნა შაქრის ჭარხალი, ამარანტი და ნაცარქათამა. ნიმუშებში შესწავლილი იქნა Cu, Zn და Cd შემცველობები ივლისის, სექტემბრისა და ოქტომბრის თვეებში.

2015 წელს, სოფელ ბალიჭში, რომელიც კარიერთან ყველაზე ახლოს მდებარე სოფელია (1-2 კმ), მოეწყო სამეურნეო ექსპერიმენტი. ექსპერიმენტის მიზანი იყო შეგვესწავლა მცენარე შაქრის ჭარხლის ფიტორემედიაციული თვისებები. საექსპერიმენტოდ განკუთვნილი ტერიტორია (3 კვ. მ) დაიყო რამდენიმე ნაწილად. თითოეულ ნაწილში დაითესა შაქრის ჭარხლის სხვადასხვა ვარიაციები. პირველ მონაკვეთში

დაითესა საკონტროლო შაქრის ჭარხალი, მეორეში – ბიორაგიანი, მესამეში – ლინგო-ჰუმატიანი, მეოთხე მონაკვეთში დათესილ შაქრის ჭარხალს დავამატეთ ნაცარი, ხოლო მეხუთეში მოვახდინეთ ბუნებრივი სასუქის შეტანა (ე.წ. ნაკელი). მცენარეების დათესვა მოხდა მარტის ბოლოს, ხოლო ნიმუშები აღებულ იქნა ივნისის, ივლისისა და აგვისტოს თვეებში. მოსავლის აღების შემდეგ, ხდებოდა თითოეული მცენარის ნიმუშის აწონვა; ასევე ძირხვენის, ღეროს, ფოთლის ცალ-ცალკე დაქუცმაცება და გამოშრობა-გახმობა. მცენარის გამხმარი ნაწილები თავსდებოდა ინდივიდუალურ პაკეტებში, რის შემდეგაც ნიმუშები წადებული იქნა აშშ-ში, ფლორიდის სახელმწიფო უნივერსიტეტის ლაბორატორიაში. მყარი ნიმუშები გადაყვანილი იქნა თხევად ფორმაში, ხოლო ICP-MS-ზე განისაზღვრა ქიმიური ელემენტების შემცველობა მცენარის ნაწილებში. მიღებული შედეგების საშუალებით გამოთვლილი იქნა მცენარის აკუმულაციის კოეფიციენტი და ტრანსლოკაციის ფაქტორი.

2017 წლის ივლისისა და ოქტომბრის თვეებში მდინარე კაზრეთულასა და მაშავერას წყლებში გამოკვლეულია Cu, Zn, Mn, Fe, Cd, Ni, Co და Pb-ის შემცველობა. ნოემბერში კი Pb და Cd-ის შემცველობა გაიზომა როგორც მაშავერასა და კაზრეთულაში, ასევე მდ. ფოლადაურში, მდ. აბულბუქში და მდ. ფოლადაურის მარცხენა შენაკადში ქვემო ბოლნისთან.

ArcGIS-ში გაკეთდა კარიერის ტერიტორიების სამგანზომილებიანი მოდელი, რათა დეტალურად გამოგვეკვლია რელიეფის ცვლილება. საკვლევ ტერიტორიაზე, რელიეფის ცვლილების ვიზუალური გამოსახვისათვის უპილოტო საფრენი აპატარი დრონის მიერ, გადაღებული რელიეფისა და ტოპოგრაფიული რუკის დემით, შეიქმნა ახალი ციფრული სიმაღლითი მოდელი და მოხდა მათი ერთმანეთთან შედარება. რელიეფის ცვლილება კარგად გამოჩნდა საბოლოო დემიდან შექმნილ ტრიანგულაციურ მოდელზე (TIN). რასტერ კალკულაციის (Raster Calculation, GIS) საშუალებით გამოთვლილი იქნა სახეცვლილი რელიეფის მოცულობა.

საკვლევ ტერიტორიაზე, NDVI ინდექსის გამოთვლით, შესწავლილ იქნა მცენარეული საფარის ჯანსაღუნარიანობის მდგომარეობა, რათა დადგენილიყო თუ რა გავლენას ახდენს ოქროსა და სპილენძის მოპოვება მცენარეულ საფარზე. დამუშავებული და ერთმანეთთან შედარებული იქნა 2015-2019 წლების პერიოდებში გადაღებული აერო-ფოტო მასალა. კვლევაში გამოყენებული იქნა Sentinel 2-ის მიერ

გადაღებული აერო მონაცემები, რომლებიც შემდგომ დამუშავდა გეო-საინფორმაციო სისტემაში (GIS).

4.2. ნიადაგების კვლევის მეთოდი

საკვლევ სოფლებში ნიადაგების ნიმუშების აღება სახნავ-სათესი ნიადაგებიდან ხდებოდა სპეციალური ნიჩბით, რომელიც ცდომილების გამორიცხვის მიზნით, ყოველი შემდგომი ნიმუშის აღების წინ, ირეცხებოდა. ნიმუშების აღება მოხდა საკვლევ ტერიტორიის ზონალური დაყოფის პრინციპით კვ/მ-ებად, ყოველ 1000 კვ/მ-ში ხდებოდა 5 სინჯის აღება, ხოლო მათი გაერთიანების შემდეგ მზადდებოდა 1 საერთო ნიმუში. საბოლოო გამოკვლევის მიზნით, აღებული ნიმუშები, გამოშრობის შემდეგ, იგზავნებოდა ლაბორატორიაში, სადაც ხდებოდა მათი დაფქვა და შემდგომ გაცრა 1 მმ ზომის ნახვრეტების მქონე საცერში. ნიადაგის ნიმუშების ექსტრაქციის მიზნით ყოველ 2 გრამ ნიადაგის სინჯს ემატებოდა 10 მლ. აზოტ მჟავას ხსნარი 50 მლ. ზომის კოლბაში. ნიმუშებში მძიმე ლითონების განსასაზღვრად, გამოყენებული იქნა ისეთი ხელსაწყოები როგორცაა AAS (Atomic Absorption Spectroscopy) და ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry).

მიღებული მონაცემები სტატისტიკურად დამუშავდა ექსელში (Microsoft Excel). გამოთვლილია როგორც მონაცემების საშუალო და სტანდარტული გადახრა, ისე დაბინძურების ფაქტორი, აკუმულაციის ინდექსი, ეკოლოგიური რისკის ფაქტორი, ტრანსლოკაციის ფაქტორი, აკუმულაციის კოეფიციენტი, პირსონის კორელაციის კოეფიციენტი და სხვა (ცხრილი 2).

ცხრილი 2. კვლევისას გამოყენებული ფორმულები, მათი განმარტება და დაბინძურების დონეები.

ინდექსი / ფაქტორი	ფორმულა	განმარტება	დაბინძურების დონეები
C_f – contamination factor (დაბინძურების ფაქტორი)	$C_f = C_{metal} / C_{shale}$	C_{metal} - ელემენტის შემცველობა ნიადაგის სინჯში; C_{shale} - ელემენტის საშუალო შემცველობა დედამიწის ქერქში.	CF = 0: დაბინძურება არ არის; CF = 1: მცირე დაბინძურება; CF = 2: საშუალო დაბ.; CF = 3: საშუალოდან ძლიერ დაბინძურებამდე; CF = 4: ძლიერი დაბინძურება; CF = 5: ძალიან ძლიერი დაბინძურება; CF = 6:

<p>Geo accumulation Index (I_{geo}) აკუმულაციის ინდექსი</p>	$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5B_n} \right)$	<p>C_n - ნიადაგის სინჯში გამოკვლეული ელემენტის რაოდენობა; B_n - ელემენტის საშუალო შემცველობა დედამიწის ქერქში. 1.5 - კორექციის ფაქტორი ფონური მატრიცისთვის ლითოგენური ეფექტის გამო.</p>	<p>უკიდურესად ძლიერი დაბინძურება. $I_{geo} \leq 0$: დაბინძურება არ არსებობს; $0 < I_{geo} < 1$: მცირედ დაბინძურება; $1 < I_{geo} < 2$: საშუალო დაბინძურებული; $2 < I_{geo} < 3$: ძლიერ დაბინძურებული; $3 < I_{geo} < 4$: ძალიან ძლიერ დაბინძურებული; $4 < I_{geo} < 5$: უკიდურესად დაბინძურებული; $5 < I_{geo}$: უკიდურესად ძლიერ დაბინძურებული.</p>
<p>Ecological risk factor (ER) ეკოლოგიური რისკის ფაქტორი</p>	$ER = T_r^i \times C_f$	<p>C_f = დაბინძურების ფაქტორი; $T_r^i = i$ ელემენტის ტოქსიკური რეაგირების ფაქტორი.</p>	<p>ER<40=დაბალი ეკოლოგიური რისკი; 40<ER<80=საშუალო ეკოლოგიური რისკი; 80<ER<160 = საშუალოზე მაღალი ეკოლოგიური რისკი; 160<ER<320 = პოტენციურად მაღალი ეკოლოგიური რისკი; ER>320 = ძალიან მაღალი ეკოლოგიური რისკი.</p>
<p>Potential ecological risk (RI) პოტენციური ეკოლოგიური რისკი</p>	$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i$	<p>E_r^i – ეკოლოგიური რისკის ფაქტორი ზედა ფორმულიდან. n – მძიმე ლითონთა რაოდენობა.</p>	<p>RI<95 - დაბალი ეკოლოგიური რისკი; 95≤RI>190 – საშუალო ეკოლოგიური რისკი; 190≤RI>380 – მაღალი ეკოლოგ. რისკი; RI≥380 - ძალიან მაღალი ეკ. რისკი</p>
<p>Enrichment factor (EF)</p>	$EF = \frac{C_{sample}/N_{sample}}{C_{shale}/N_{shale}}$	<p>C_{sample} – ნიადაგის სინჯში გამოკვლეული ელემენტის რაოდენობა; N_{sample} – ნიადაგის სინჯში გამოკვლეული ალუმინის რაოდენობა. $\frac{C_{shale}}{N_{shale}}$ – დედამიწის ქერქში არსებული C - ელემენტისა და N -</p>	<p>EF < 1 - ნიადაგებზე ანთროპოგენური ზემოქმედება არ აღინიშნება. EF < 3 - მცირე ანთროპოგენური ზემოქმედება; 3<EF<5 - საშუალო ანთროპოგენური ზემოქმედება; 5<EF<10 - ზომიერად მძიმე ანთრ. გავლენა; 10<EF<25 - მძიმე ანთრპ. ზემოქმედება; 25<EF<50 - ძალიან მძიმე ანთრპ. ზემოქმ.; EF>50 -</p>

		ალუმინის შემცველობა.	უკიდურესად მძიმე ანთროპ. ზემოქმედება.
Pollution load Index (PLI) დაბინძურების საერთო დონე	$PLI = (Cf1 \times Cf2 \times Cf3 \dots \dots Cf_n)^{\frac{1}{n}}$	Cf - დაბინძურების ფაქტორი.	$PLI < 1$ - დაბინძურება არ არსებობს; $PLI > 1$ - დაბინძურება არსებობს.

Cf – contamination factor – ნიადაგის დაბინძურების ფაქტორი – ნიადაგის სინჯში არსებული ელემენტის რაოდენობა იყოფა დედამიწის ქერქში არსებულ ამ ელემენტის რაოდენობაზე (Turekian, *et al.*, 1961). დაბინძურების ხარისხის დონე 0-დან (არ აღინიშნება დაბინძურება) 6-მდე (უკიდურესი დაბინძურება) მერყეობს.

Geoaccumulation Index (I_{geo}) – შემდეგნაირად გამოითვლება: $I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5B_n} \right)$, სადაც C_n არის გამოსათვლელი ელემენტის შემცველობა აღებულ სინჯში, B_n – დედამიწის ქერქში არსებული ამ ელემენტის სტანდარტული რაოდენობა, რომელიც კ. ტურეკიანის თანაავტორობით (Turekian, *et al.*, 1961) იქნა შემუშავებული. ამ ფორმულაში 1.5 შემოტანილი იქნა B_n -ის რაოდენობის კორექციისათვის, B_n ყველა ელემენტისთვის სხვა არის, 1.5 ამ ვარიაციის მარეგულირებელია. ეს ფორმულა შემუშავებულია მიულერის მიერ, მან გამოყოფა დაბინძურების დონის 6 კლასი ნულიდან ხუთამდე, სადაც: $I_{geo} \leq 0$ დაბინძურების არ არსებობას აღნიშნავს, $0 < I_{geo} < 1$ – მცირედ დაბინძურებას, $1 < I_{geo} < 2$ – საშუალო დაბინძურებას, $2 < I_{geo} < 3$ – ძლიერ დაბინძურებას, $3 < I_{geo} < 4$ – ძალიან ძლიერ დაბინძურებას, $4 < I_{geo} < 5$ – უკიდურესი დაბინძურების დონეს, ხოლო $I_{geo} > 5$ – უკიდურესად ძლიერი დაბინძურების დონეს.

Enrichment factor (EF) – ანთროპოგენური ზემოქმედების ფაქტორი შემდეგნაირად გამოითვლება: $EF = \frac{C_{sample}/N_{sample}}{C_{shale}/N_{shale}}$, სადაც C_{sample} არის ნიადაგის სინჯში გამოკვლეული ელემენტის რაოდენობა, N_{sample} – ნიადაგის სინჯში გამოკვლეული ერთ-ერთი ამ ელემენტის Al/Fe/Ca/Ti რაოდენობა. $\frac{C_{shale}}{N_{shale}}$ – დედამიწის ქერქში არსებული C-ელემენტის და N – ალუმინის შემცველობა. N ელემენტის არსებობა ფორმულაში ნორმალიზატორის როლს ასრულებს. ჩვენს შემთხვევაში გამოვიყენეთ ალუმინი, რომლის შემცველობითაც არა მარტო ნიადაგებია მდიდარი, არამედ დედამიწის ქერქიც. აქედან გამომდინარე, ითვლება, რომ ალუმინი თავისუფალია

ანთროპოგენური ზემოქმედებისგან; $EF < 1$ – ნიადაგებზე ანთროპოგენური ზემოქმედება არ აღინიშნება; $EF < 3$ – მცირე ანთროპოგენური ზემოქმედება; $3 < EF < 5$ – საშუალო ანთროპოგენური ზემოქმედება; $5 < EF < 10$ – ზომიერად მძიმე ანთროპოგენური გავლენა; $10 < EF < 25$ – მძიმე ანთროპოგენური ზემოქმედება; $25 < EF < 50$ – ძალიან მძიმე ანთროპოგენური ზემოქმედება; $EF > 50$ – უკიდურესად მძიმე ანთროპოგენური ზემოქმედება ახასიათებს.

Ecological risk factor (ER) – ეკოლოგიური რისკის ფაქტორი ყველა ელემენტისათვის ინდივიდუალურად გამოითვლება შემდეგი ფორმულის საშუალებით: $ER = T_r^i \times C_f$ სადაც T_r^i არის ელემენტის ტოქსიკური რეაგირების ფაქტორი, რომელიც შემუშავებული იქნა ჰაკანსონის მიერ (Hakanson, 1980). C_f არის დაბინძურების ფაქტორი, რომელიც თითოეული ელემენტისათვის ინდივიდუალურად გამოითვლება. ეკოლოგიური რისკის ფაქტორის ხუთი დონეა გამოყოფილი: $ER < 40$ – დაბალი ეკოლოგიური რისკი; $40 < ER < 80$ – საშუალო ეკოლოგიური რისკი; $80 < ER < 160$ – საშუალოზე მაღალი ეკოლოგიური რისკი; $160 < ER < 320$ – პოტენციურად მაღალი ეკოლოგიური რისკი; $ER > 320$ – ძალიან მაღალი ეკოლოგიური რისკი.

Potential ecological risk (RI) – პოტენციური ეკოლოგიური რისკი გამოითვლება შემდეგი ფორმულით: $RI = \sum_{i=1}^n E_r^i$ და იგი უდრის ყველა ელემენტის ეკოლოგიური რისკის ფაქტორის ჯამს თითოეული სინჯისათვის. ეს ფორმულა შეიმუშავა ჰაკანსონმა (Hakanson, 1980). მან გამოყო რისკის ოთხი დონე: $RI < 95$ – დაბალი პოტენციური ეკოლოგიური რისკი; $95 \leq RI < 190$ – საშუალო ეკოლოგიური რისკი; $190 \leq RI < 380$ – მაღალი ეკოლოგიური რისკი; $RI \geq 380$ – ძალიან მაღალი ეკოლოგიური რისკი.

Pollution load Index (PLI) – დაბინძურების საერთო დონე – ეს ფორმულა RI-ის მსგავსია იმ განსხვავებით, რომ აქ თითოეული ელემენტისათვის გამოთვლილი C_f დაჯამება ხდება. $PLI < 1$ ნიშნავს, რომ დაბინძურება არ არსებობს, ხოლო $PLI > 1$ დაბინძურების არსებობის მაჩვენებელია.

პირსონის კორელაციის კოეფიციენტი – გამოითვლება შემდეგი ფორმულით:

$$r = \frac{\sum(x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x - \bar{x})^2 \sum(y - \bar{y})^2}}$$

სადაც, x და y ორ სხვადასხვა დამოუკიდებელ ცვლადს წარმოადგენენ. კორელაციის დონე +1-დან -1-მდე დიაპაზონში მერყეობს. +1-ის შემთხვევაში – დადებით კორელაციასთან გვაქვს საქმე, რაც ნიშნავს, რომ ცვლადებს შორის დადებითი

კორელაცია არსებობს და ერთი ცვლადის მატება მეორის მატებას იწვევს, ან პირიქით, ერთის კლება მეორე ცვლადის კლებას განაპირობებს. 0 ნიშნავს, რომ ცვლადებს შორის კორელაცია არ არსებობს, ხოლო -1 უარყოფით კორელაცია სადნიშნავს. მაგ. როდესაც ერთი ცვლადის ზრდის პარალელურად მეორე მცირდება, ნიშნავს, რომ მათ შორის უარყოფითი კორელაციაა.

4.3. ფიტორემედიაციული კვლევის მეთოდი

მცენარეების ნიმუშების აღება დინამიურად მიმდინარეობდა. აღებული ნიმუშების ცალკეული ნაწილები (ფოთოლი, ღერო, ყვავილი, ფესვი და ა.შ.), თითოეული ორგანოს დეტალური გამოკვლევის მიზნით, ინდივიდუალურ პაკეტებში თავსდება. ლაბორატორიაში მცენარეები სპეციალურ ღუმელში თავსდებოდა 100°C-ზე გამოსაშრობად, გამოშრობის შემდეგ ისინი იფქვებოდა სპეციალურ საფქვავეზე, რომლის შემდეგაც ნიმუშების ექსტრაქცია ხდებოდა აზოტ მჟავას ხსნარის დამატებით, რის შემდეგაც ნიმუშები 3 საათს განმავლობაში ცხელდებოდა ცხელი წყლის აბაზანაზე. ნიმუშების გაფილტვრის შემდეგ, ქიმიური ელემენტების განსაზღვრა AAS-ზე და ICP-MS-ზე ხდებოდა.

მონაცემების სტატისტიკური დამუშავებისათვის გამოყენებული იქნა შემდეგი ფორმულები: აკუმულაციის კოეფიციენტი (AC) და ტრანსლოკაციის ფაქტორი (TF).

აკუმულაციის კოეფიციენტი გამოითვლება შემდეგი ფორმულით:

$$AC = C_{plant} / C_{soil}$$

AC – მცენარეში არსებული ელემენტის მთლიანი ჯამი იყოფა ნიადაგში ამ ელემენტის შემცველობაზე. $AC > 1$ ნიშნავს, რომ მცენარეს ელემენტის აკუმულირების კარგი უნარი აქვს, ხოლო $AC < 1$ – მცენარემ არ გამოავლინა ელემენტის კარგი აკუმულირების უნარი.

ტრანსლოკაციის (გადამოძრავების) ფაქტორის გამოთვლა შემდეგი ფორმულით ხდება:

$$TF = C_{shoot} / C_{root},$$

სადაც C_{shoot} და C_{root} ელემენტის შემცველობაა მცენარის მიწისზემოთ არსებულ ნაწილებსა (ფოთოლი, ყვავილი, ღერო) და მიწისქვეშა ნაწილებში (ფესვი, ძირხვეწა). $TF > 1$ ნიშნავს, რომ მცენარეს შესწევს ამა თუ იმ ელემენტის ეფექტური ტრანსლოკაციის

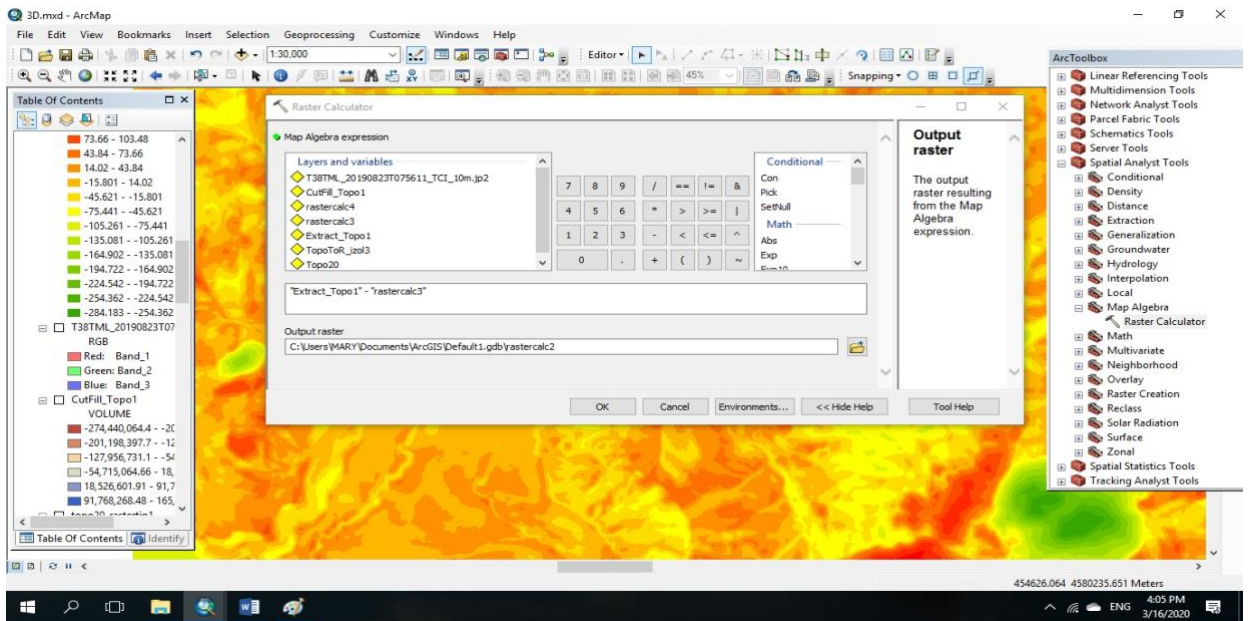
(გადაადგილების) უნარი მისი ფესვებიდან მიწისზედა ნაწილებისკენ. ეს კი იმას ნიშნავს, რომ მცენარეს ნიადაგიდან ელემენტების კარგი ათვისების უნარი შესწევს.

4.4. კვლევაში გეო-ინფორმაციული სისტემების გამოყენება

მცენარეული საფარის NDVI ინდექსის გამოსათვლელად გამოყენებულია Sentinel 2-ის მიერ გადაღებული აერო-ფოტოები, რომლებიც ჩამოტვირთული იქნა Mundi Data-ს მონაცემთა ბაზებიდან. NDVI ინდექსის გამოთვლა განხორციელდა გეო-ინფორმაციულ სისტემაში (GIS) შემდგომი საფეხურების გავლით: Windows – Image Analysis – NDVI. კალკულაციისათვის გამოყენებული იქნა მე-4 და მე-8 ბენდები.

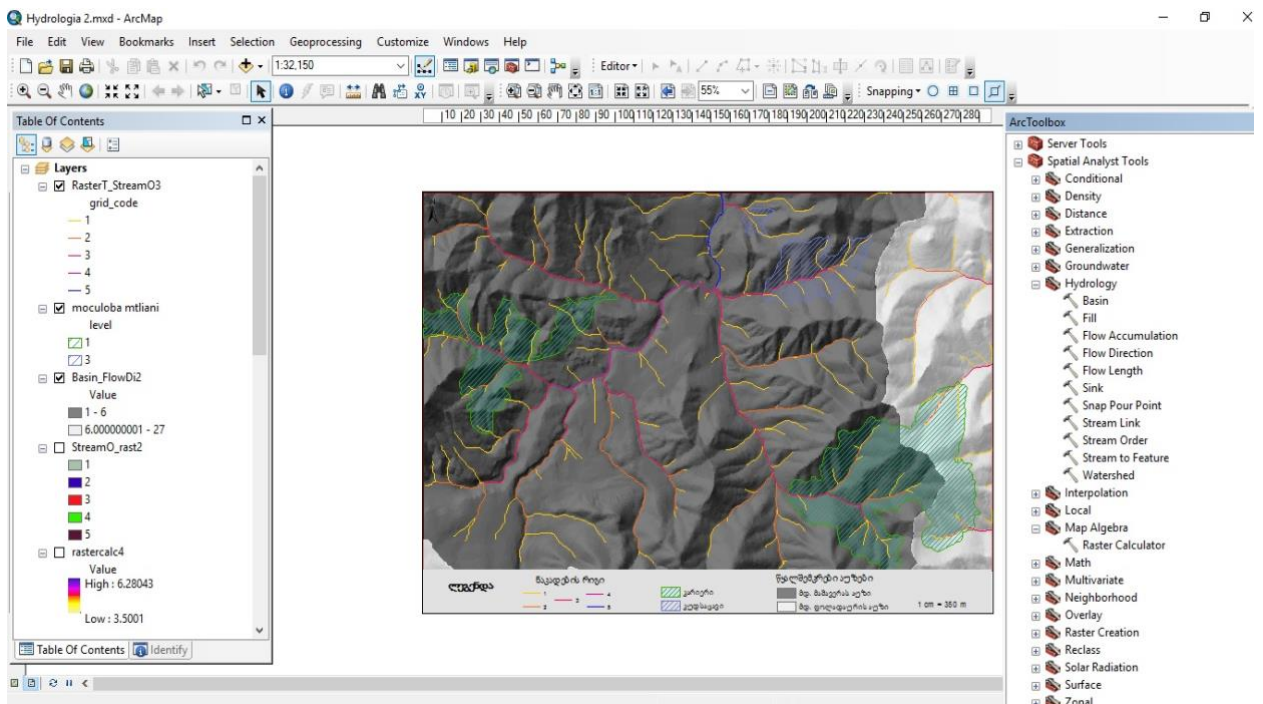
გეო-ინფორმაციული სისტემა (GIS) გამოყენებული იქნა ასევე რუკების შექმნის მიზნითაც. ინტერპოლაციის მეთოდის გამოყენებამ საკვლევ ტერიტორიაზე კონკრეტული ელემენტით დაბინძურების ცენტრის განსაზღვრის საშუალება მოგვცა.

GIS-სისტემის დახმარებით მოხერხდა საბადოს მიმდებარე ტერიტორიებზე რელიეფის ცვლილების რუკაზე ასახვა. ამის განსახორციელებლად, 1970-იანი წლების ტოპოგრაფიული რუკის მიხედვით, რელიეფის ხაზოვანი ფენის აგება მოხდა. ხაზოვანი და წერტილოვანი ფენების საშუალებით, ციფრული სიმაღლითი მოდელი (DEM) შეიქმნა. 2018 წელს, საკვლევ ტერიტორია გადაღებული იქნა DJI Phantom 3-ის საშუალებით. წერტილოვანი სიმაღლითი ფენიდან აგებული იქნა ტერიტორიის სამგანზომილებიანი მოდელი, რომელიც შემდგომში შედარებული იქნა ტოპოგრაფიული რუკიდან აგებულ რელიეფის სამგანზომილებიან მოდელთან. ArcGIS-ში Raster Calculator-ის საშუალებით, ძველი და ახალი მოდელების შედარება მოხდა, რამაც დაგვანახა საკვლევ ტერიტორიაზე არსებული რელიეფის ცვლილებები (ნახ. 12).



ნახ. 12. ArcGIS Raster Calculator-ის გამოყენებით მონაცემთა დამუშავება.

ArcGIS-ში ჰიდროლოგიური მოდელირება შემდეგი საფეხურების გავლით მოხდა: ArcToolbox – Special Analyst Tools – Hydrology – Fill-Flow Direction – Flow Accumulation (ნახ. 13).

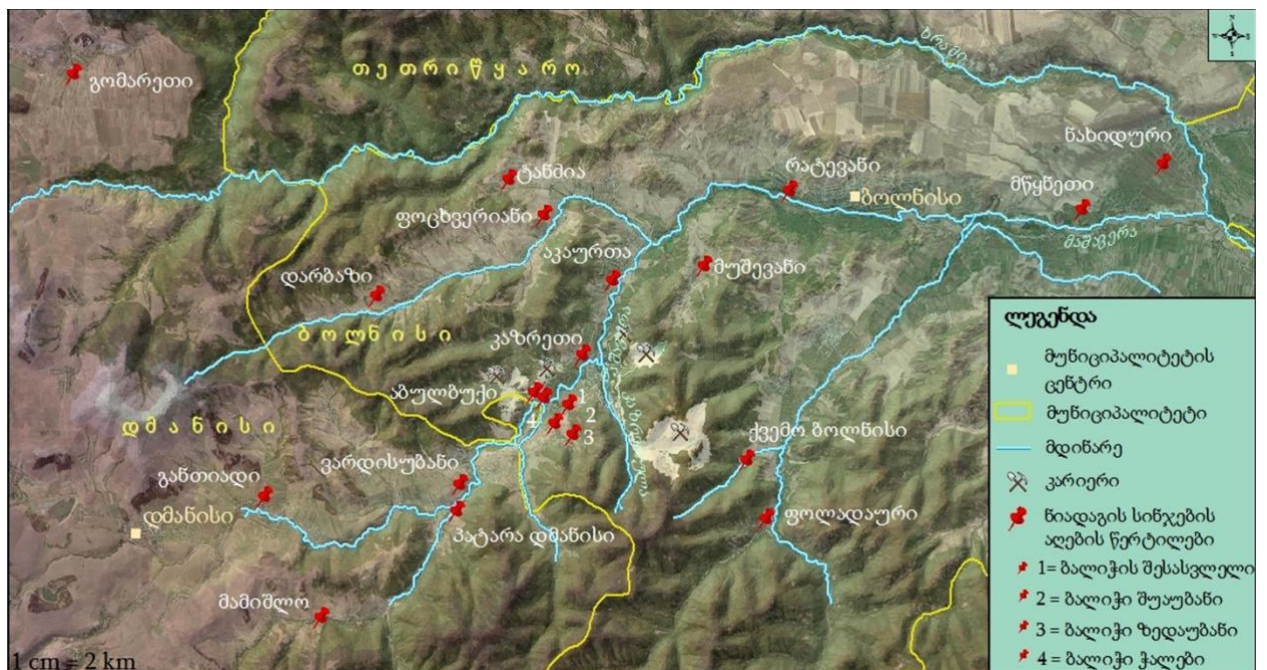


ნახ. 13. ArcGIS-ში გაკეთებული ჰიდროლოგიური მოდელირება.

თავი 5. კვლევის საფუძველზე მიღებული შედეგები

5.1. ნიადაგების კვლევის შედეგები

2014 წლის ნიადაგების კვლევის შედეგი. 2014 წელს ბოლნისისა და დმანისის მუნიციპალიტეტების დასახლებებში (დმანისი, ბალიჭი, განთიადი, საყდრისი, ქვეში, მწყნეთი, ნახიდური, წულრულაშენი, კაზრეთი, რატევანი) აღებულ ნიადაგის ნიმუშებში განსაზღვრულ იქნა 68 ქიმიური ელემენტი (ცხრილი 3). რუკაზე (ნახ. 14) მოცემულია სინჯების აღების წერტილები, ხოლო ცხრილ 1-ზე – ნიადაგებში შესწავლილი ელემენტების შემცველობა.



ნახ. 14. სოფლები საიდანაც 2014-2017 წლებში ნიადაგის ნიმუშები იქნა აღებული.

ცხრილი 3. ქიმიური ელემენტების შემცველობა ნიადაგებში 2014 წელს აღებულ სინჯებში, მგ/კგ.

	დმა- ნისი	ბალი ჭი	განთი ადი	საყდ- რისი	ქვეში	მწყნეთი	ნახი- დური	წულრუ- ლაშენი	კაზ- რეთი	რატე ვანი
Li	14.6	26.3	12.0	14.8	20.7	23.8	19.7	21.5	26.4	23.6
Be	0.6	1.1	0.6	0.7	1.0	0.9	1.1	0.8	1.0	0.8
B	9.3	18.6	8.4	25.9	15.0	18.1	9.3	18.5	16.9	18.3
Na	585	300	523	353	255	483	344	247	312	380
Mg	9110	7542	8254	8006	9389	11083	8412	10498	9337	9856
Al	6674	5370	5092	3507	4687	4976	5197	4628	5617	5268
Si	186	261	307	633	668	433	100	466	242	209
P	250	430	298	2282	420	388	288	272	450	551

K	2228	8390	3700	7435	6957	6931	7216	5021	7261	7778
Sc	10.4	5.8	8.6	4.0	6.4	6.7	6.8	6.0	6.4	6.7
Ti	921	472	938	364	407	536	188	336	453	403
V	104	54	84	34	64	65	47	54	66	65
Cr	24	39	21	22	32	39	35	33	41	39
Mn	642	515	560	567	576	538	660	503	462	559
Fe	11754	8082	9500	6897	10217	9708	10597	9119	9550	10962
Co	19	12	15	10	15	16	18	14	14	14
Ni	22	40	21	28	40	50	50	47	47	47
Cu	29	101	28	88	41	186	361	32	32	149
Zn	71	94	84	120	113	233	348	55	66	155
Ga	22	21	17	12	18	18	18	17	20	19
Ge	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
As	4.6	8.6	3.6	7.9	10.2	13.2	7.3	8.9	9.3	9.9
Se	1.0	0.2	0.0	2.2	2.5	3.1	4.0	2.9	3.2	3.4
Br	57.3	15.8	10.1	39.8	21.1	20.0	12.1	21.3	18.5	21.0
Rb	17.2	45.6	13.5	28.8	33.5	36.2	39.6	27.5	42.8	36.8
Sr	105.1	98.5	91.9	232.8	144.9	159.7	113.6	123.1	215.8	113.1
Y	15.2	12.5	12.5	9.6	14.3	14.4	16.7	12.9	15.1	12.6
Zr	29.2	29.1	29.1	21.1	23.5	26.8	26.6	21.3	37.0	26.3
Nb	0.04	0.13	0.11	0.32	0.12	0.08	0.04	0.11	0.06	0.11
Mo	0.20	0.63	0.27	1.09	0.52	0.57	0.24	0.51	0.46	0.53
Pd	0.16	0.15	0.14	0.22	0.22	0.25	0.19	0.23	0.32	0.22
Ag	0.16	0.13	0.14	0.18	0.14	0.28	0.14	0.08	0.13	0.15
Cd	0.14	0.22	0.16	0.28	0.34	1.44	2.34	0.17	0.17	0.63
In	0.04	0.03	0.04	0.05	0.04	0.04	0.05	0.03	0.04	0.04
Sn	0.67	11.07	1.27	11.57	0.81	13.55	4.97	1.20	1.37	0.45
Sb	0.03	0.04	0.04	0.05	0.06	0.07	0.02	0.02	0.03	0.05
Te	0.00	0.01	0.00	0.10	0.06	0.03	0.04	0.00	0.03	0.02
I	1.19	1.19	0.90	2.17	2.21	1.77	1.55	1.69	5.53	3.38
Cs	1.19	2.60	0.77	1.44	1.86	2.20	1.97	1.81	2.83	2.25
Ba	104.9	220.3	98.0	487.8	201.5	168.6	171.4	136.0	233.7	170.6
La	15.1	17.0	10.9	16.6	20.5	18.4	20.8	16.8	24.0	15.0
Ce	30.3	37.8	23.6	32.3	42.3	38.4	41.7	36.1	47.4	31.8
Pr	3.2	4.1	2.6	3.5	4.7	4.4	4.6	4.0	5.4	3.5
Nd	13.6	16.0	11.2	14.3	18.9	17.3	19.6	16.2	20.5	14.2
Sm	3.0	3.2	2.4	2.7	3.9	3.6	4.1	3.5	4.2	3.0
Eu	0.8	0.8	0.6	0.7	0.9	0.8	0.9	0.8	0.9	0.7
Gd	3.4	3.5	2.8	2.9	4.1	3.8	4.3	3.5	4.2	3.4
Tb	0.5	0.5	0.4	0.4	0.5	0.5	0.6	0.5	0.6	0.5
Dy	2.8	2.6	2.3	1.9	2.9	2.8	3.1	2.5	2.9	2.4
Ho	0.55	0.44	0.45	0.34	0.51	0.48	0.57	0.44	0.50	0.43
Er	1.45	1.20	1.22	0.92	1.36	1.32	1.46	1.16	1.38	1.15

Tm	0.20	0.17	0.18	0.13	0.18	0.18	0.20	0.17	0.18	0.16
Yb	1.38	1.04	1.16	0.79	1.16	1.14	1.29	0.98	1.16	1.03
Lu	0.21	0.17	0.17	0.12	0.18	0.17	0.19	0.15	0.18	0.15
Hf	0.93	0.83	0.86	0.48	0.61	0.70	0.64	0.55	0.97	0.71
Ta	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
W	0.03	0.03	0.03	0.08	0.03	0.05	0.02	0.02	0.02	0.05
Re	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Os	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ir	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pt	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Au	0.02	0.01	0.04	0.04	0.01	0.07	0.03	0.04	0.03	0.05
Hg	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tl	0.10	0.25	0.07	0.15	0.19	0.22	0.21	0.16	0.25	0.20
Pb	10.1	18.7	10.4	16.6	21.7	17.2	19.6	15.8	16.2	20.0
Bi	0.1	0.2	0.1	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2
Th	7.4	15.1	6.6	9.0	13.4	13.8	14.7	13.3	17.0	13.0
U	1.1	0.9	1.1	1.8	0.6	2.1	2.5	1.2	1.8	1.2

2014 წლის კვლევების მიხედვით, ნიადაგებში ისეთი ელემენტების რაოდენობა როგორცაა N, P, K, S, C, Fe, Mg, Mn, Zn, Cu, B, Mo, Cl, Na, Co, Ni, Si – დასაშვებ ნორმაზე მეტია, თუმცა ვერ ვიტყვით, რომ სიცოცხლისათვის საშიშია. განსაკუთრებით საყურადღებოა 2014 წელს სოფ. ნახიდურის ნიადაგებში სპილენძის შემცველობა, რომელიც დასაშვებ ნორმას 229 მგ/კგ-ით აჭარბებს; ნორმას მცირედით, 48 მგ/კგ-ით აჭარბებს თუთიის შემცველობა სოფ. ნახიდურში. მანგანუმის შემცველობა თითქმის ყველა გამოკვლეულ სინჯში ნორმაზე მეტი აღმოჩნდა, თუმცა ყველაზე მეტი – 660 მგ/კგ სოფ. ნახიდურში დაფიქსირდა. მიუხედავად იმისა, რომ სოფ. ნახიდურის დაშორების მანძილი კარიერიდან ბევრად მეტია (50 კმ), ვიდრე სხვა შესწავლილი სოფლებისა. მძიმე ლითონების შემცველობა ნახიდურის ნიადაგებში, დანარჩენ საკვლევ სოფლებთან შედარებით, უფრო მაღალია და დასაშვებ ნორმას აჭარბებს. ისმის კითხვა, შეიძლება რომ ოქრო-სპილენძის ღია-კარიერული წარმოება განაპირობებდეს სოფ. ნახიდურის ნიადაგების Cd, Cu, Zn და Mn-ით დაბინძურებას მაშინ, როდესაც კარიერთან ყველაზე ახლოს მდებარე სოფლების ნიადაგებში ჩამოთვლილი ელემენტები ნორმის ფარგლებშია (ზოგან ფიქსირდება Mn-ის მცირედი გადაჭარბება)? აღნიშნული საკითხი იმით აიხსნება, რომ მდ. კაზრეთულამ, რომელშიც 2011 წლის

კვლევის მიხედვით, მძიმე ლითონთა შემცველობა ზღვრულ დასაშვებ ნორმებს მნიშვნელოვნად აღემატებოდა, განაპირობა მდ. მაშავერას წყლის დაბინძურება მძიმე ლითონებით. ეს უკანასკნელი კი სოფ. ნახიდურის ნიადაგების მთავარ საირიგაციო წყაროს წარმოადგენს, რაც ამ სოფელში ნიადაგების დაბინძურების მიზეზი ხდება. სოფ. ნახიდურისგან განსხვავებით, დანარჩენი გამოკვლეული ნიადაგებისთვის მდ. მაშავერას სარწყავად გამოყენება არ ხდება. ღია-კარიერული წარმოების დროს ჰაერში გამოყოფილი მავნე ნივთიერებები ქარის საშუალებით გარშემო მიმოიფანტება, ატმოსფერული ნალექების საშუალებით კი ნიადაგებზე ილექება და ნიადაგების ზოგიერთი მძიმე მეტალებით დაბინძურებას იწვევს. 2014 წლის შემდეგ, ახალი საბადოების გახსნით, წარმოება და მასთან ერთად ჰაერში გამოყოფილი მავნე ნივთიერებებიც გაიზარდა, რაც 2017 წელს გამოკვლეულ ნიადაგებზე ნეგატიურად აისახა (2017 წლის მონაცემები მოცემულია ცხრილში 9).

ცხრილი 4. 2014 წელს ნიადაგებში ელემენტების შემცველობების საშუალო, სტანდარტული გადახრა, მაქსიმალური და მინიმალური რაოდენობები.

	საშუალო	სტანდარტული გადახრა	მაქსიმუმი	მინიმუმი
Li	20.3	5.1	26.4	12.0
Be	0.9	0.2	1.1	0.6
B	15.8	5.5	25.9	8.4
Na	378.2	115.2	584.6	246.6
Mg	9148.8	1125.0	11083.5	7542.1
Al	5101.7	802.8	6673.9	3507.5
Si	350.4	192.4	668.4	99.6
P	563.0	611.3	2281.7	250.4
K	6291.7	1983.4	8389.9	2228.0
Sc	6.8	1.7	10.4	4.0
Ti	501.9	243.6	937.9	188.0
V	63.6	19.4	104.2	34.4
Cr	32.5	7.5	41.1	21.4
Mn	558.3	59.9	600	462
Fe	9638.7	1403.3	11754.5	6897
Co	14.6	2.5	18.5	9.8
Ni	39.3	11.3	50.0	21.1
Cu	104.6	105.9	361.0	27.5
Zn	134.0	91.8	348.3	54.8
Ga	18.2	2.7	21.7	12.0

As	8.3	2.8	13.2	3.6
Se	2.3	1.4	4.0	0.0
Br	23.7	14.3	57.3	10.1
Rb	32.2	10.5	45.6	13.5
Sr	139.8	49.1	232.8	91.9
Y	13.6	2.0	16.7	9.6
Zr	27.0	4.6	37.0	21.1
Ba	199.3	110.9	487.8	98.0
La	17.5	3.6	24.0	10.9
Ce	36.2	6.9	47.4	23.6
Pr	4.0	0.8	5.4	2.6
Nd	16.2	2.9	20.5	11.2
Pb	16.6	3.8	21.7	10.1
Th	12.3	3.5	17.0	6.6
U	1.4	0.6	2.5	0.6

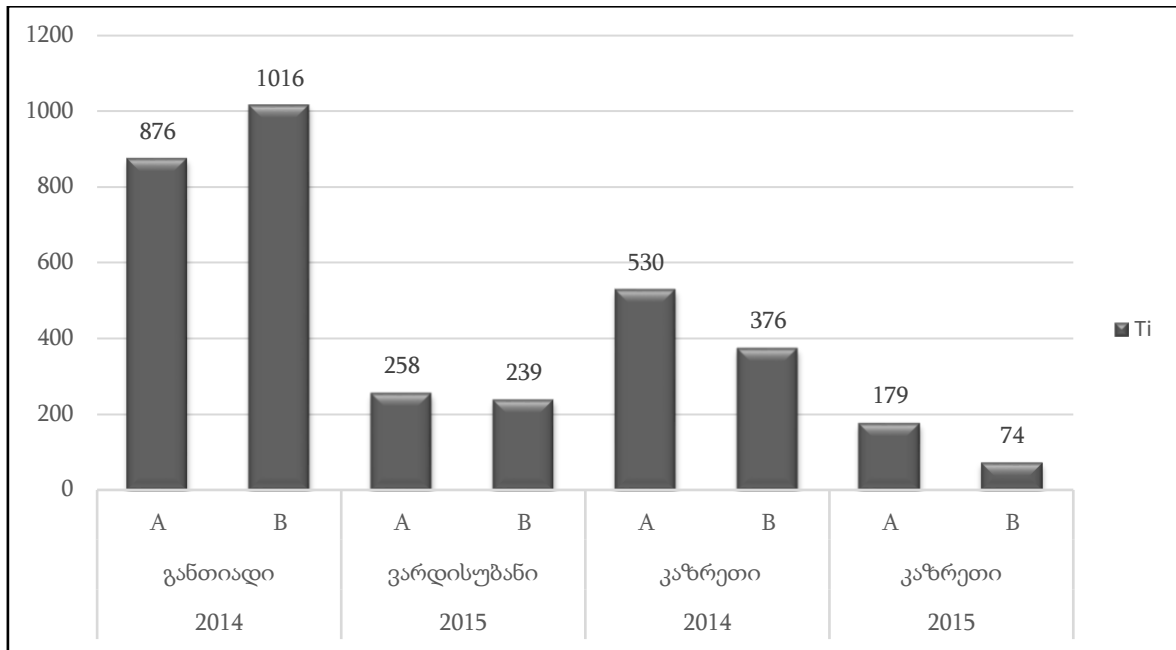
2014 წელს ნიადაგებში გამოკვლეული ისეთი საშიში ტოქსიკური ელემენტებიდან, როგორებიცაა Hg (ვერცხლისწყალი), Cd (კადმიუმი), As (დარიშხანი), Cr (ქრომი), Tl (თალიუმი) და Pb (ტყვია), საქართველოს კანონმდებლობით დადგენილ ნორმას(ცხ.11) 0.34 მგ/კგ-ით კადმიუმი, ხოლო 3.2-ით დარიშხანი აჭარბებს სოფ. ნახიდურში.

2015 წლის ნიადაგის კვლევის შედეგი. 2015 წელს სოფ. განთიადისა და დ. კაზრეთის სასოფლო-სამეურნეო ნიადაგებიდან აღებულ სინჯებში განისაზღვრა 18 ელემენტი, რომელთაგან არც ერთი ელემენტი არ აჭარბებს ნორმას, ისეთი ტოქსიკური ელემენტებიც კი როგორებიცაა Cd და Pb ნორმის ფარგლებშია. (ცხრილი 5). მეტად საყურადღებოა, 2014 წელთან შედარებით, 2015 წელს გამოკვლეულ ნიადაგებში ქიმიური ელემენტების შემცველობის კლება. განსაკუთრებით საყურადღებოა ისეთი ელემენტების კლება, როგორიცაა ტიტანიუმი (Ti), ვანადიუმი (V), კობალტი (Co). 2014 წელთან შედარებით, 2015 წელს ტიტანიუმის შემცველობა თითქმის 4-ჯერ შემცირდა (ნახ. 15). ტიტანიუმის შემცველობა ნიადაგებში აუცილებელია მცენარეების ზრდა განვითარებისათვის, რამდენადაც იგი ხელს უწყობს მოსავლიანობის მატებას და ხარისხის გაუმჯობესებას (Lyu *et al.*, 2017). ნიადაგებში ტიტანიუმის შემცველობის ქვედა ზღვარი 170 მგ/კგ-ია (Aubert, *et al.*, 1977), დ. კაზრეთში გამოკვლეულ ნიადაგებში Ti-ის შემცველობა თითქმის გაუტოლდა ქვედა ზღვარს. 2014 წელთან

შედარებით, 2015 წელს ნიადაგებში განახევრებულია კობალტის (Co) შემცველობა. 16 აუცილებელი ელემენტიდან, რომლებიც ნიადაგის ნაყოფიერებისთვისაა აუცილებელი, ერთ-ერთს Co წარმოადგენს. იგი ამასთანავე სასიცოცხლოდ აუცილებელია ადამიანის ორგანიზმისთვის. Co-ის მსგავსად, ნიადაგებში განახევრებულია V-ის შემცველობა. ელემენტთა კლებას ნიადაგებში ბევრი სხვადასხვა ფაქტორი შეიძლება განაპირობებდეს, კონკრეტული მიზეზების დადგენა დამატებითი კვლევების ჩატარებას საჭიროებს.

ცხრილი 5. 2015 წელს გამოკვლეული ნიადაგის მონაცემები, მგ/კგ.

	ვარდისუბანი	ვარდისუბანი	კაზრეთი	კაზრეთი
	10 სმ	30 სმ	10 სმ	30 სმ
Ti	258.0	239.4	178.8	216.2
V	34.5	35.9	35.1	38.3
Cr	24.9	27.2	25.3	26.8
Co	7.4	7.7	7.3	7.3
Ni	26.4	27.3	25.9	25.9
Cu	13.4	13.6	14.7	13.9
Zn	33.8	33.4	32.1	32.0
As	5.7	6.1	7.1	6.8
Rb	29.1	32.7	22.9	25.7
Sr	69.3	72.8	149.6	161.8
Mo	0.3	0.2	0.4	0.4
Cd	0.2	0.2	0.2	0.2
Cs	1.5	1.6	1.3	1.4
Ba	346.7	364.3	391.2	340.8
Pt	0.1	0.1	0.1	0.1
Au	0.0	0.0	0.0	0.0
Pb	8.1	-	-	-
Th	3.3	3.5	3.0	3.1



ნახ. 15. ტიტანიუმის (Ti) შემცველობა ნიადაგებში 2014 და 2015 წლებში. სინჯები აღებულია A (0-10 სმ) და B (10-30 სმ) ჰორიზონტიდან.

2015 წელს კარიერის მადანში ქიმიური ელემენტების შემცველობა. 2015 წელს საყდრისის, ახულბუქისა და მადნეულის საბადოებზე დასაწყობებული მადნიდან აღებულ სინჯებში გამოკვლეული იქნა 42 ელემენტი (ცხილი 7). ცხრილში №6 მოცემულია ინდუსტრიულ ნარჩენებში ზოგიერთი ტოქსიკური ქიმიური ელემენტის შემცველობის ზღვრულად დასაშვები ნორმა აშშ-ს მიერ დადგენილი სტანდარტების მიხედვით. გამოკვლეულ ნიმუშებში ზოგიერთი ტოქსიკური ელემენტი დადგენილ ნორმის ფარგლებს სცდება.

ცხრილი 6. ზღვრულად დასაშვები ნორმები ინდუსტრიული ნარჩენებისათვის, აშშ-ს მიერ დადგენილი სტანდარტების მიხედვით, მგ/კგ.

ზღვ ინდუსტრიული ნარჩენებისთვის	
Ba	2000
As	100
Cd	20
Cr	100
Pb	100
Ag	100

ნიმუშებში Ba, As, Cu და Pb ყველაზე მეტად ჭარბობს, განსაკუთრებით იმ მადანში, რომელიც გამოტუტვის (ციანიდის დასხურების პროცესის) შემდეგ არის

აღებული. ბარიუმი აზულბუქისა და მადნეულის კარიერებიდან აღებულ სინჯში მეტია 10000 მგ/კგ-ზე, დარიშხანი, რომელიც მეტად ტოქსიკური ნივთიერება გახლავთ მადნეულის საბადოდან აღებულ სინჯში 320 მგ/კგ შეადგენს. სპილენძის ყველაზე დიდი რაოდენობა (1700 მგ/კგ) გამოტუტვის შემდეგ აღებულ საყდრისის მადანში აღმოჩნდა. ტყვია, რომელიც ერთ-ერთი ყველაზე ტოქსიკური ელემენტი გახლავთ, 919 მგ/კგ დაფიქსირდა მადნეულიდან აღებულ სინჯში. რაც შეეხება კადმიუმს, მისი მაქსიმალური რაოდენობა (9.2 მგ/კგ) მადნეულის კარიერზე დაფიქსირდა, თუმცა არ აჭარბებს კადმიუმისათვის დადგენილ ლიმიტს.

ცხრილი 7. საყდრისის, აზულბუქისა და მადნეულის საბადოებიდან აღებულ მადანში ემიური ელემენტების შემცველობა, 2015 წ.

ელემენტები მგ/კგ	საყდრისი, გამოტუტვამდე	საყდრისი, გამოტუტვის შემდეგ	აზულბუქი, გამოტუტვის შემდეგ	მადნეული, გამოტუტვის შემდეგ
Ba	677	4620	>10000	>10000
Ce	32.4	28.2	18.8	44.1
Cr	<10	10	10	20
Cs	0.52	0.45	0.63	1.06
Dy	4.47	3.34	2.08	6.17
Er	2.92	2.26	1.24	3.89
Eu	1.16	0.97	<0.03	0.95
Ga	20	19.2	11.8	17
Gd	3.91	2.94	1.94	5.27
Hf	4.6	3.8	2	5.5
Ho	1.06	0.73	0.42	1.25
La	15.6	13.5	10.9	22
Lu	0.46	0.4	0.23	0.62
Nb	6.8	5.4	3.8	10.6
Nd	16.9	14.3	9.3	21.1
Pr	4.01	3.39	2.31	5.33
Rb	61.2	55.6	26	48.1
Sm	4.11	3.22	2.55	5.27
Sn	2	2	1	2
Sr	142	161	1540	416
Ta	0.4	0.3	0.3	0.7
Tb	0.64	0.49	0.31	0.96
Th	3.44	2.96	1.68	5.89
Tm	0.49	0.33	0.19	0.59
U	1.62	1.4	1.69	2.8

V	13	18	26	40
W	2	2	4	5
Y	25.8	19	11.2	35.2
Yb	3.13	2.38	1.33	4.03
Zr	174	136	71	201
Ag	1.6	2.4	4.8	8.6
As	36	53	289	320
Cd	<0.5	0.5	1.3	9.2
Co	<1	<1	<1	4
Cu	610	1700	1110	708
Li	<10	<10	10	10
Mo	34	88	84	44
Ni	<1	3	3	10
Pb	392	405	687	919
Sc	13	11	6	10
Tl	10	<10	<10	<10
Zn	98	76	211	1450

თუ დავაკვირდებით ისეთ ტოქსიკურ ელემენტებს, როგორებიცაა As და Pb, მათი რაოდენობები, მადნის გამოტუტვის შემდეგ აღებულ სინჯში, უფრო ჭარბობს, ვიდრე გამოუტუტავ მადანში, რაც შესაძლოა მადანზე ციანიდის დასხურებით იყოს გამოწვეული. თუმცა ამის დასამტკიცებლად დამატებითი კვლევებია საჭირო, კერძოდ, ქანების გეოქიმიური აგებულება შესასწავლი.

2016 წელს ანაკონდას კარიერის ნიადაგების კვლევის შედეგი. 2016 წელს ქიმიური ელემენტების შემცველობა განისაზღვრა ანაკონდას კარიერიდან (მონტანა, აშშ) აღებულ ნიადაგის სინჯებში (ნახ. 16), სადაც რეკულტივაცია 32 წელია მიმდინარეობს. ნიადაგებში მაღალია Ba, Cu, U, As, Pb, Cd, Zn შემცველობა, საყურადღებოა დარიშხანი, რომელიც მეტად ტოქსიკური ნივთიერებაა. შესწავლილ ნიადაგებში მისი შემცველობა საკმაოდ დიდია (ცხრილი 8).



ნახ. 16. ანაკონდას კარიერზე ნიადაგის ნიმუშების აღება, 2016 წ.

ცხრილი 8. ქიმიური ელემენტების შემცველობა ანაკონდას რეკულტივირებული კარიერიდან აღებულ ნიმუშებში. მონტანა, აშშ, 2016 წ.

	სინჯი 1	სინჯი 2	სინჯი 3	სინჯი 4
	მგ/კგ	მგ/კგ	მგ/კგ	მგ/კგ
Ba	1035	1015	991	982
Ce	61.1	56.5	62.8	55.8
Cr	50	50	50	50
Cs	6.1	5.76	5.56	5.26
Dy	3.18	3.18	3.24	2.81
Er	1.77	1.76	1.64	1.68
Eu	1	0.95	0.95	0.96
Ga	20.5	20.1	20	20
Gd	4.08	3.99	4.06	3.65
Hf	7.1	8.2	6.7	5.2
Ho	0.67	0.65	0.62	0.6
La	31.6	28.4	32.6	29
Lu	0.3	0.29	0.26	0.23
Nb	10.7	10.3	9.8	9.2
Nd	26.8	26.3	26.9	25.6
Pr	6.88	6.55	7.17	6.35
Rb	114	112	111	106

Sm	5.05	4.85	5.16	4.66
Sn	9	8	9	8
Sr	375	378	414	456
Ta	0.8	1.6	0.6	0.6
Tb	0.52	0.56	0.53	0.47
Th	9.99	9.28	9.23	8.72
Tm	0.29	0.3	0.28	0.25
U	17.2	4.94	3.91	3
V	77	61	73	67
W	61	78	72	59
Y	17.8	17.3	17.2	16
Yb	1.9	1.84	1.86	1.63
Zr	271	317	250	201
Ag	8.3	8.2	9.7	9.6
As	516	496	479	490
Cd	3.2	3.6	4.6	4.7
Co	7	7	6	7
Cu	1910	1820	2370	2360
Li	30	30	20	20
Mo	2	1	1	<1
Ni	17	17	21	21
Pb	162	159	165	166
Sc	8	8	7	7
Tl	<10	<10	<10	<10
Zn	424	422	573	572

თუ ანაკონდას კარიერის ნიადაგის ქიმიური ელემენტების შემცველობებს შევადარებთ არ-ემ-ჯი-ს კარიერის მადნის კვლევის შედეგებთან, მძიმე ლითონების – As, Cd, Cu, Zn შემცველობა ანაკონდას ნიადაგში უფრო მაღალია, ვიდრე არემჯის კარიერის მადანში. ისეთი ტოქსიკური ელემენტი კი, როგორცაა Pb, ამ უკანასკნელში 2-9-ჯერ უფრო მეტია, ვიდრე ანაკონდას კარიერის ნიადაგებში. თუმცა ისიც უნდა იყოს გათვალისწინებული, რომ ერთ შემთხვევაში – ნიადაგთან, ხოლო მეორე შემთხვევაში – მადანთან გვაქვს საქმე, რომლებიც სრულიად სხვადასხვა მახასიათებლებით ხასიათდებიან.

2017 წლის ნიადაგების კვლევის შედეგი. 2017 წელს, 18 სოფელში გამოკვლეული იქნა 5 ელემენტი (ცხ. 9, ცხ. 10). 2014 წელთან შედარებით, მათი კონცენტრაცია ნიადაგებში მომატებულია. თუ ელემენტების საშუალო შემცველობებს ერთმანეთთან შევადარებთ, კადმიუმის საშუალო შემცველობა ნიადაგებში 2 მგ/კგ-ით გაიზარდა, ტყვიის – 40 მგ/კგ-ით, თუთიის – 20 მგ/კგ-ით, მანგანუმის – 3 მგ/კგ-ით, ხოლო სპილენძის საშუალო შემცველობამ 2017 წელს პირიქით, 29 მგ/კგ-ით დაიკლო, რაც სოფ. ნახიდურის ნიადაგებში სპილენძის კონცენტრაციის შესამჩნევი შემცირებითაა განპირობებული. 2014 წელთან შედარებით, მან 208 მგ/კგ-ით დაიკლო (ნახ. 17, 18, 19, 20). 2017 წლის მონაცემების მიხედვით, კარიერთან ახლო რადიუსში მდებარე სოფლებისგან განსხვავებით, სადაც ელემენტების მატება დაფიქსირდა, სოფლების მწყნეთისა და ნახიდურის ნიადაგებში პირიქით, მძიმე ლითონების შემცირება შეინიშნება. ამ უკანასკნელთა დაბინძურებას მდ. მაშავერას წყლით მორწყვა განაპირობებდა, რომელშიც მძიმე ლითონების კონცენტრაციამ 2017 წელს, 2011 წელთან მიმართებაში, დაიკლო. აქედან გამომდინარე, დამაბინძურებელი წყაროს შემცირებამ ნიადაგებში მძიმე ლითონთა კლება განაპირობა. ნიადაგებში ქიმიური ელემენტების ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციები იხილეთ ცხრილ 11-ში.

ცხრილი 9. 2017 წელს გამოკვლეული ნიადაგის მონაცემები.

	Cd	Cu	Mn	Zn	Pb
ნახიდური	2.0	153.3	746.4	182.4	8.9
მწყნეთი	2.6	91.2	504.3	122.6	20.4
ფოლადაური	2.2	29.8	527.2	59.7	13.7
ქვემო ბოლნისი	1.5	24.1	571.4	58.8	15.2
რატევანი	4.8	145.7	516.1	619.7	14.0
მუშევანი	1.5	42.9	629.8	72.7	25.5
აკაურთა	3.2	25.5	334.9	43.0	28.0
გომარეთი	2.9	27.3	481.4	40.5	25.0
განთიადი	1.9	27.4	582.2	44.3	18.4
ვარდისუბანი	1.7	32.5	617.5	58.1	34.5
მამიშლო	1.2	26.1	466.7	54.4	35.1
პატარა დმანისი	1.2	25.8	494.3	66.1	39.4
აბულბუქი	2.2	168.3	712.2	628.2	80.7
ბალიჭი ჭალები	3.3	142.6	671.5	300.6	90.1
ტანძია	2.5	85.2	605.5	59.6	57.8
დარბაზი	2.2	32.3	550.2	70.1	62.8

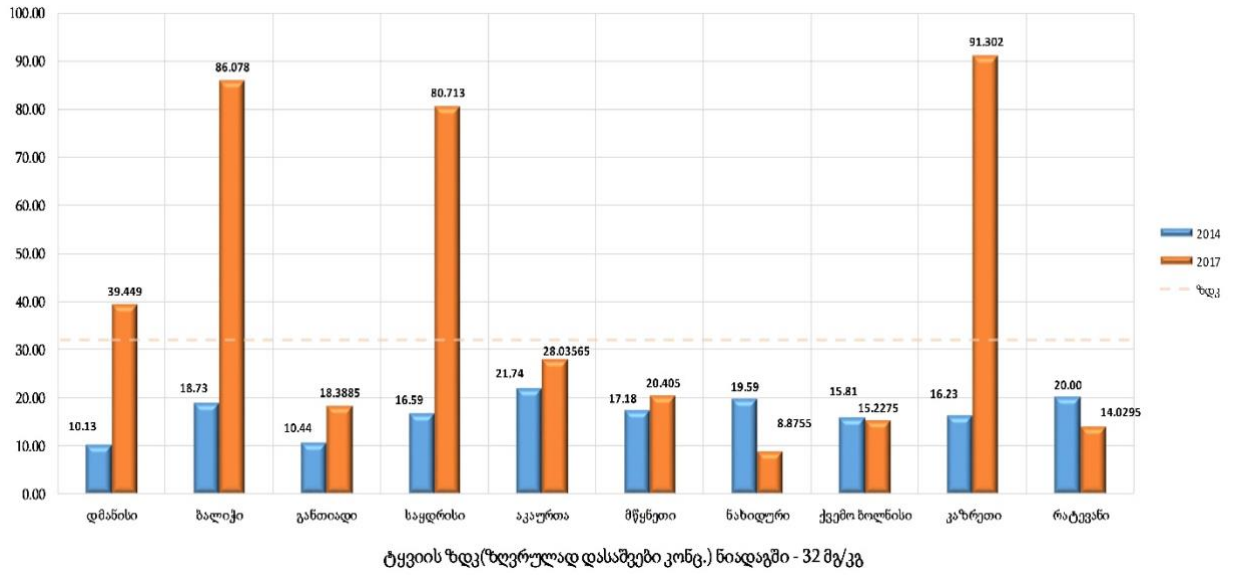
ფოცხვერიანი	2.2	45.0	616.5	72.0	68.5
კაზრეთი	2.8	66.3	600.1	82.5	91.3
ბალიჭის შესასვლელთან	2.8	145.5	572.1	93.4	86.9
ბალიჭი შუაუბანი	3.1	109.2	499.1	233.0	73.3
ბალიჭი ზედაუბანი	1.3	65.4	609.3	120.5	98.0
მდინარის ფსკერი	5.2	152.2	438.8	315.0	260.3

ცხრილი 10. 2017 წელს გამოკვლეულ ნიადაგებში ელემენტების საშუალო, სტანდარტული გადახრა, მაქსიმალური და მინიმალური შემცველობები.

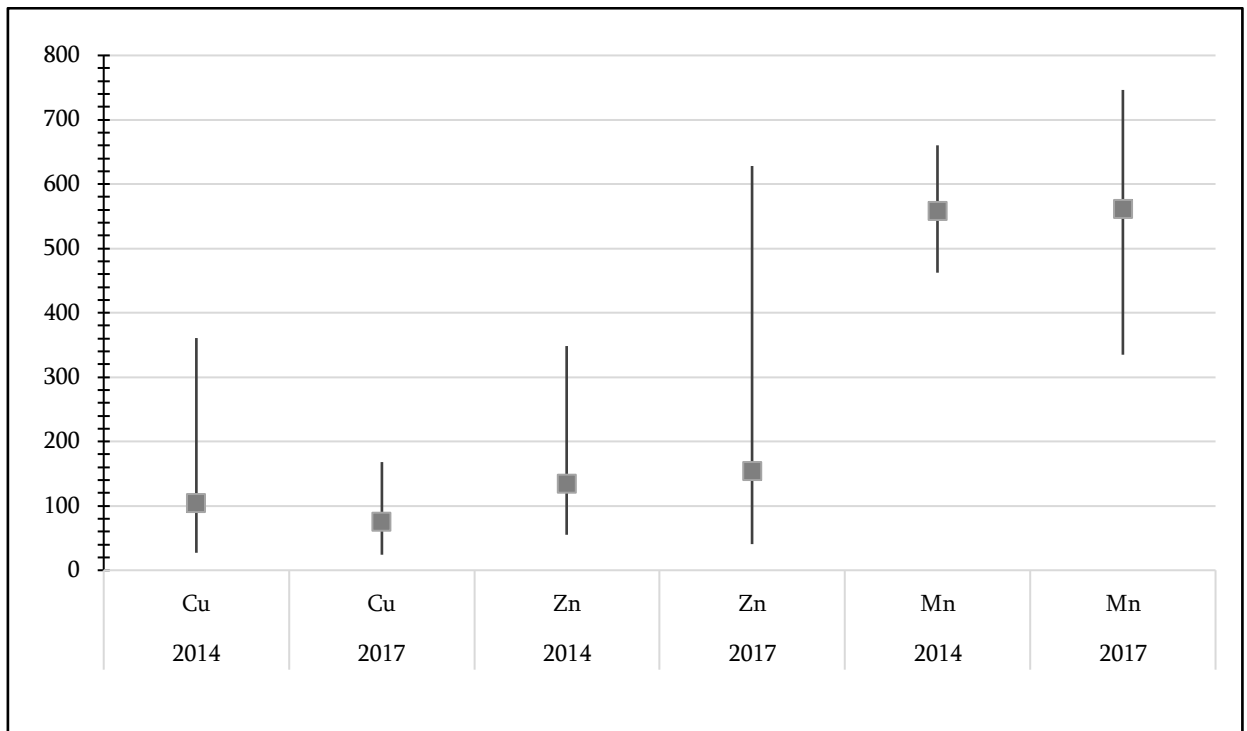
	საშუალო	სტანდარტული გადახრა	მაქსიმალური	მინიმალური
Cd	2.5	1.0	5.2	1.2
Cu	75.6	53.0	168.3	24.1
Mn	561.3	93.4	746.4	334.9
Zn	154.4	171.6	628.2	40.5
Pb	56.7	54.3	260.3	8.9

ცხრილი 11. სასოფლო-სამეურნეო ნიადაგებში ქიმიური ელემენტების ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციები (ზდკ) საქართველოს (საქართველოს შრომის, ჯანმრთელობისა და სოციალური დაცვის მინისტრის ბრძანება N297/ნ) და აშშ-ს კანონმდებლობების მიხედვით (Sparks D.L. (2003)).

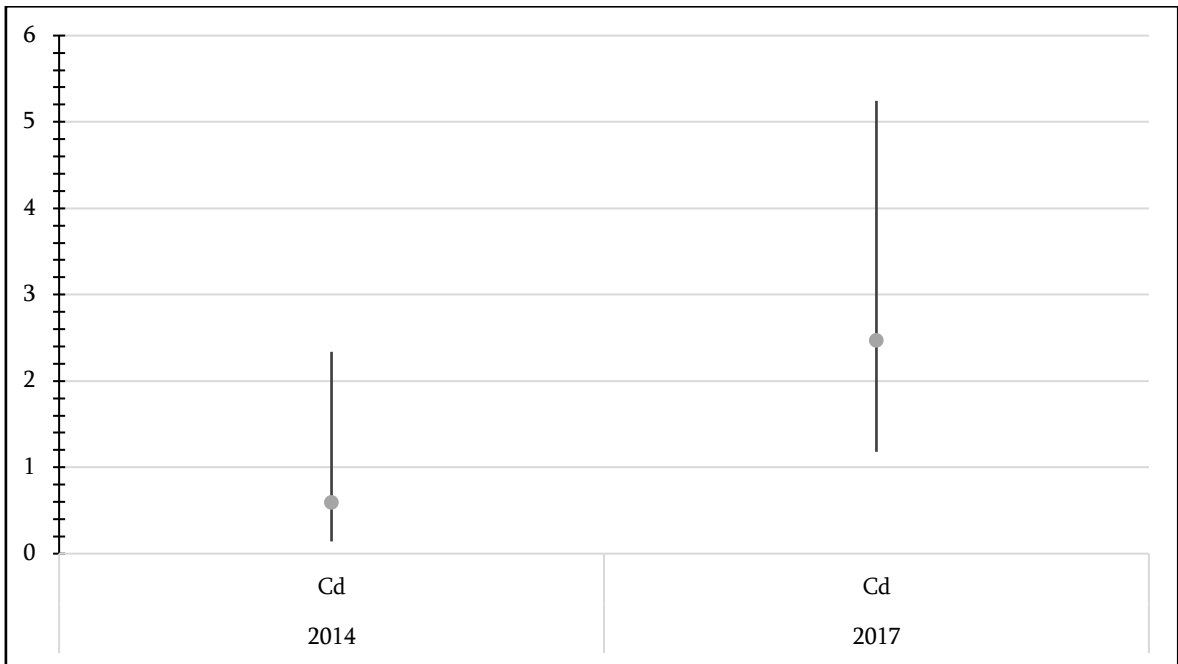
ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაცია, საქართველო		ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაცია, აშშ					
Ni	20-80	Li	30	Ga	19	Sm	6.4
Cu	132	Be	0.6	Ge	1.6	Eu	1
Zn	300	B	37	As	14.3	Gd	6.4
As	10	Na	180	Se	0.6	Tb	1
Cd	2	Mg	150	Br	4	Dy	4.6
Pb	32	Al	10000-300000	Rb	140	Ho	1.2
Mn	500	Si	58	Sr	300	Er	2.5
		P	60	Y	26	Tm	0.2
		K	200	Zr	160	Yb	2.6
		Ti	170-20000	Nb	11	Lu	0.7
		V	150	Mo	2.6	Hf	2.8
		Cr	90	Ag	5	Ta	0.8
		Mn	20-3000	Cd	0.7	W	1.8
		Fe	50000	Ba	100-3000	Hg	0.4
		Co	19	La	92	Tl	1.4
		Ni	5-500	Ce	59	Pb	2 - 200
		Cu	2-100	Pr	5.6	Th	12
		Zn	10-300	Nd	24	U	3.7



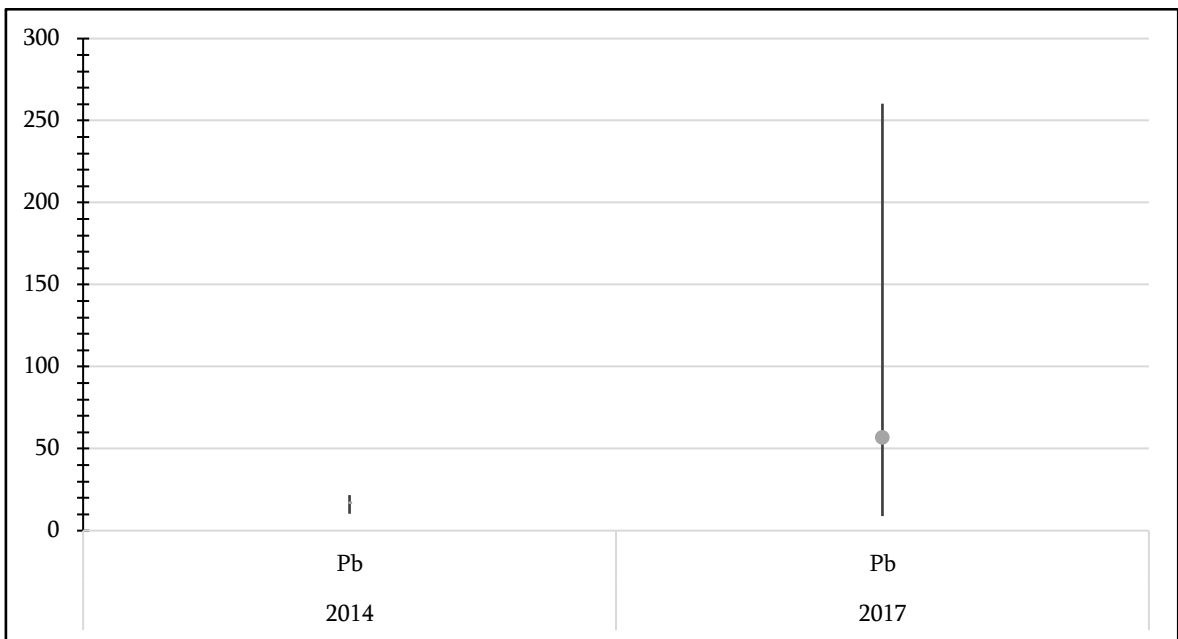
ნახ. 17. ტყეის შემცველობა ნიადაგებში. 2014 და 2017 წლების შედარება.



ნახ. 18. Cu, Zn, Mn მაქსიმალური, მინიმალური და საშუალო შემცველობები ნიადაგებში, 2014-2017 წლების შედარება.



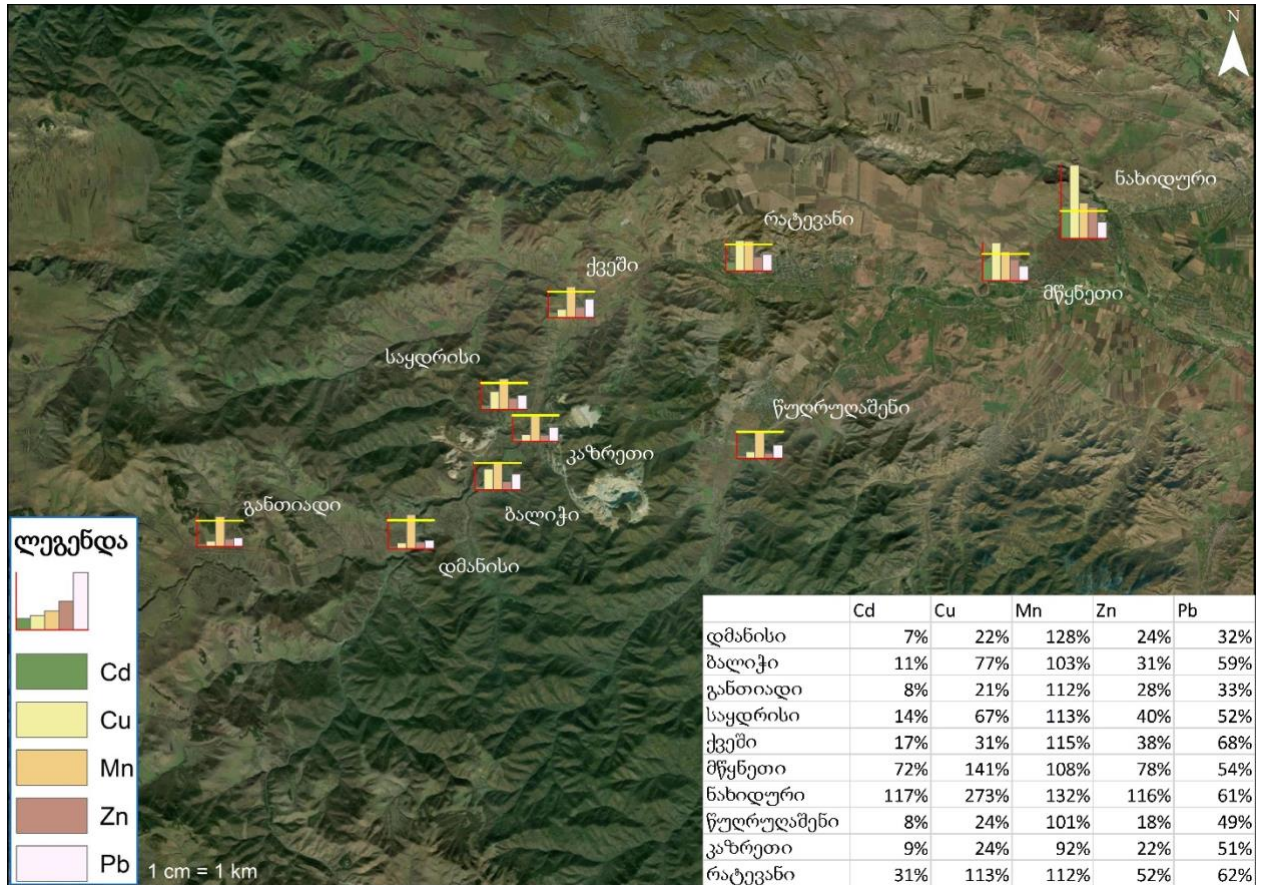
ნახ. 19. Cd მაქსიმალური, მინიმალური და საშუალო შემცველობა ნიადაგებში. 2014-2017 წლების შედარება.



ნახ. 20. Pb მაქსიმალური, მინიმალური და საშუალო შემცველობა ნიადაგებში. 2014-2017 წლების შედარება.

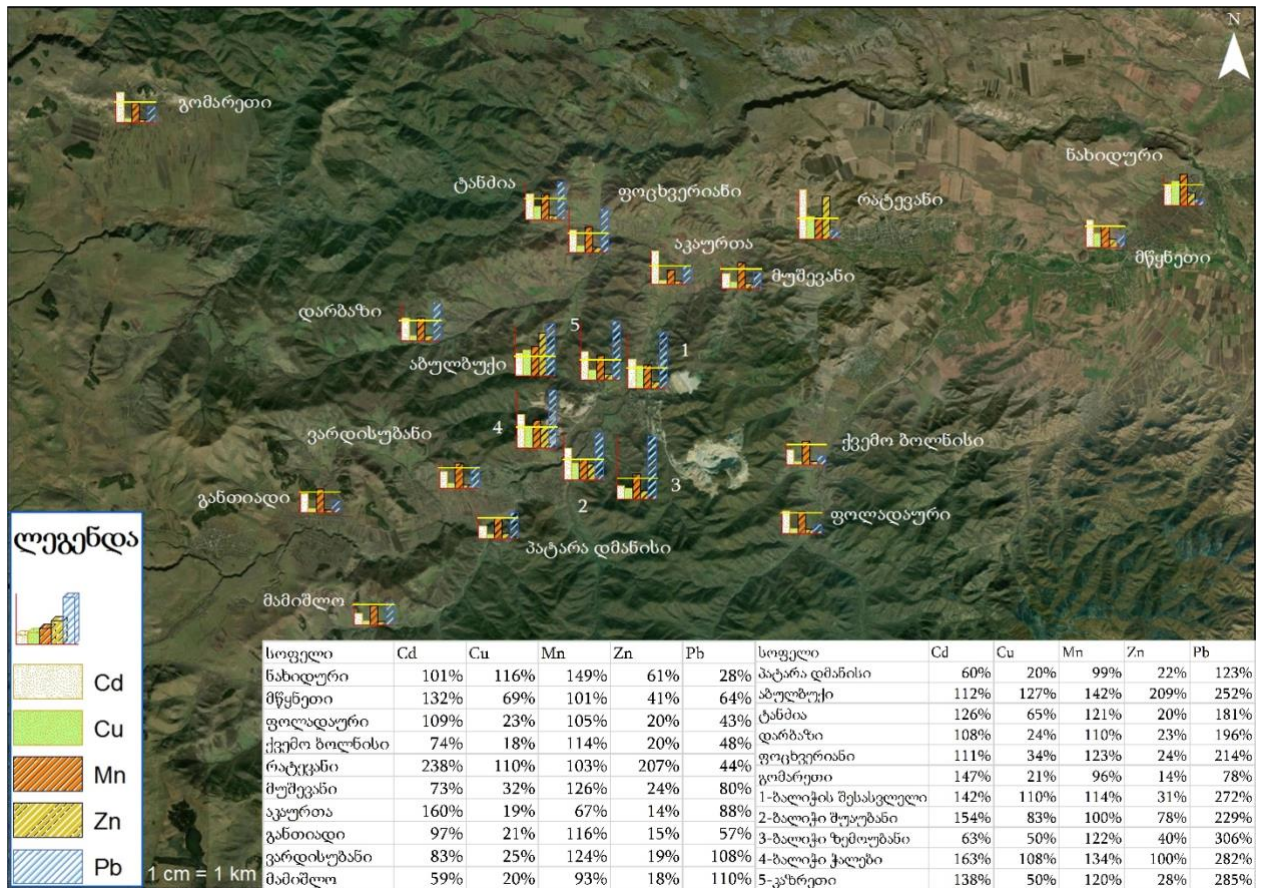
2014-2017 წლების შედეგების შედარება. ნახატებზე 21-22 მოცემულია სვეტოვანი დიაგრამები რომლებიც ასახავს 2014-2017 წლებში ნიადაგებში მძიმე მეტალების გადაჭარბებას ზღვრულ დასაშვებ ნორმასთან მიმართებაში. სვეტოვან დიაგრამებზე, ყვითელი ხაზები გამოსახვენ ნორმის საზღვარს, სვეტები, რომლებიც საზღვარს ზემოთ არის, ზღვრულ დასაშვებ ნორმას აჭარბებს. ცხრილები, რომლებიც რუკებზეა

წარმოდგენილი, აჩვენებს შესწავლილი ელემენტების ზღვრულად დასაშვები ნორმის რამდენ პროცენტს შეადგენს. ყველა ის ელემენტი, რომელიც 100%-ზე მეტია, ზღვრულ დასაშვებ ნორმას აჭარბებს. მაგ. სოფ. დმანისში Cd ზღვრული დასაშვები ნორმის 7%-ს შეადგენს, რაც ნორმაზე ნაკლებია, Cu – ნორმის 22% შეადგენს, Mn კი ზღვრულად დასაშვები ნორმის 128%-ია, რაც ნორმას 28%-ით აჭარბებს. ნახ. 21-ის მიხედვით, მძიმე ლითონებით დაბინძურების პრობლემა ყველაზე მეტად სოფ. ნახიდურშია, სადაც Cd, Cu, Mn და Zn დასაშვებ ნორმას აჭარბებს.



ნახ. 21. 2014 წელს ნიადაგებში Cd, Cu, Mn, Zn და Pb შემცველობა ზღვრულ დასაშვებ ნორმასთან მიმართებაში (ყვითელი ხაზები გამოსახავენ ზღვრულ დასაშვებ ნორმას).

2017 წლის მონაცემების მიხედვით (ნახ. 22), ელემენტების რაოდენობა 2014 წელთან შედარებით, მომატებულია და ყველა გამოკვლეულ სინჯში აღინიშნება რომელიმე ელემენტის გადაჭარბება ნორმასთან მიმართებაში. როგორც დიაგრამებიდან ჩანს, ტყვიით დაბინძურების პრობლემა ყველაზე მწვავედ სოფ. ბალიჭში (ნორმას აღემატება 206%-ით), კადმიუმით – სოფ. რატევანში (ნორმას აღემატება 138%-ით), სპილენძით – აბულბუქში (ნორმას 27%-ით აღემატება), მანგანუმით – ნახიდურში (ნორმას 49%-ით აჭარბებს), თუთიით კი აბულბუქში (109%) ფიქსირდება.



ნახ. 22. 2017 წელს ნიადაგებში Cd, Cu, Mn, Zn და Pb შემცველობა ზღვრულ დასაშვებ ნორმასთან მიმართებაში. (ყვითელი ხაზები გამოსახავენ ზღვრულ დასაშვებ ნორმას).

5.1.1. ნიადაგის მონაცემების კალკულაცია

ნიადაგების მონაცემთა კალკულაციამ დაბინძურების დონის უფრო მაღალი მაჩვენებელი მოგვცა. მაგ. Cf (დაბინძურების ფაქტორი) ფორმულის მიხედვით, სოფელ ნახიდურის ნიადაგში Cd-ის დონე უკიდურესი დაბინძურების ფარგლებს სცდება. თუმცა, ზემოთ აღვნიშნეთ, რომ მისი რაოდენობა „საქართველოს კანონმდებლობით დადგენილ ზღვრულად დასაშვებ ნორმას“ (ცხ.11) ნიადაგებისთვის მხოლოდ 0.34-ით აჭარბებს, რაც უკიდურეს დაბინძურებას არ ნიშნავს. აღნიშნულის განმაპირობებელია ფორმულებში გამოკვლეულ მონაცემების შედარება დედამიწის ქერქში (Shale Values) ელემენტების შემცველობებთან, რაც ბევრად უფრო დაბალია, ვიდრე საქართველოს კანონმდებლობით დადგენილი ნორმები. მაგ., თუ Cd-ის ზღვ არის 2 მგ/კგ, მისი Shale value – 0.3 მგ/კგ-ს შეადგენს, რაც ფორმულების შედეგად გამოთვლილი დაბინძურების დონეების სხვაობას იძლევა ზღვ-სთან მიმართებაში. 2014 წლის მიხედვით სოფ. ნახიდურის ნიადაგებში Cd-ის შემცველობა 2.34 მგ/კგ-ია, რაც „ზღვ“-ს მიხედვით

მცირე დაბინძურებად ითვლება, მაგრამ თუ ამ მონაცემს Cd-ის Shale value-ს შევადარებთ, დაბინძურების დონე უკიდურესად მაღალია.

Cf – contamination factor – ნიადაგის დაბინძურების ფაქტორი. 2014 წლის კვლევის შედეგების მიხედვით, დაბინძურების ფაქტორის ყველაზე მაღალი ნიშნული დაფიქსირდა სოფელ ნახიდურში, სადაც სპილენძისა და კადმიუმის დაბინძურების ფაქტორები 8-ს (Cu) და 7.8-ს (Cd) გაუტოლდნენ, რაც უკიდურესი დაბინძურების ფარგლებს აღემატება. სოფელ მწყნეთში, სპილენძის დაბინძურების ფაქტორი 4.1 – ძლიერი დაბინძურების დონე, ხოლო სოფ. რატევანში 3.3 – საშუალო დაბინძურების დონე აღმოჩნდა. კადმიუმის დაბინძურების დონე თითქმის 5-ს გაუტოლდა სოფ. მწყნეთში (4.8), რაც ძალიან ძლიერ დაბინძურებაზე მიუთითებს, ხოლო სოფ. რატევანი კადმიუმით მცირედითაა დაბინძურებული. სოფ. ნახიდურში თუთიის დაბინძურების დონე 3.7-ია, რაც საშუალოდ ძლიერ დაბინძურებამდე მერყეობს. შესწავლილ სოფლებში მანგანუმის, დარიშხანისა და ტყვიის მცირედი დაბინძურება აღმოჩნდა.

2017 წელს ჩატარებულ კვლევის შედეგებში, 2014 წელთან შედარებით, კადმიუმის დონე მნიშვნელოვნადაა გაზრდილი, ყველაზე მეტად კი სოფ. რატევანში სადაც დაბინძურების ფაქტორის დონე 15.9-ს აღწევს, რაც უკიდურესი დაბინძურების დონეს 10-ით აღემატება. კადმიუმმა უკიდურესი დაბინძურების დონეს გადააჭარბა ასევე სოფ. აკაურთასა და სოფ. ბალიჭში. რაც შეეხება სპილენძით დაბინძურებას სოფ. ნახიდურში, 2014 წელთან შედარებით, დაბინძურების ფაქტორის დონემ პირიქით დაიკლო და უკიდურესი დაბინძურებიდან საშუალო დაბინძურებამდე დაიწია. სპილენძით საშუალოდაა დაბინძურებული სოფ. რატევანის, ბალიჭისა და აბულბუქის მთის ტერიტორია. გამოკვლეულ სინჯებში ასევე მანგანუმის მცირედი დაბინძურების დონე აღმოჩნდა. რაც შეეხება თუთიას, სოფ. რატევანში და აბულბუქის ტერიტორიაზე უკიდურესად დაბინძურებულ დონეზე მეტია, დანარჩენ სოფლებში კი მცირე, ხოლო სოფ. ბალიჭში – საშუალო დაბინძურება აღმოჩნდა. კაზრეთში, ბალიჭში და აბულბუქში – საშუალოდ ძლიერი დაბინძურების დონემდე მერყეობს ტყვიის შემცველობა ნიადაგებში (ცხრილი 12).

ცხრილი 12. 2014 წლის მონაცემების მიხედვით გამოთვლილი Cf, Igeo და EF.

სოფლები	Mn			Cu			Zn			As			Cd			Pb		
	CF	Igeo	EF	CF	Igeo	EF	CF	Igeo	EF	CF	Igeo	EF	CF	Igeo	EF	CF	Igeo	EF
დმანისი	0.8	-	9.1	0.6	-	7.7	0.7	-	9.0	0.4	-	4.2	0.5	-	5.7	0.5	-	6.1
ბალიჭი	0.6	-	9.0	2.2	0.5	33.5	1.0	-	14.7	0.7	-	9.9	0.7	-	10.9	0.9	-	14.0
განთიადი	0.7	-	10.3	0.6	-	9.6	0.9	-	13.9	0.3	-	4.3	0.5	-	8.3	0.5	-	8.2
საყდრისი	0.7	-	15.2	2.0	0.3	44.5	1.3	-	28.9	0.6	-	13.9	0.9	-	20.9	0.8	-	18.9
ქვეში	0.7	-	11.6	0.9	-	15.6	1.2	-	20.4	0.8	-	13.4	1.1	-	19.4	1.1	-	18.6
მწყნეთი	0.6	-	10.2	4.1	1.4	66.5	2.5	1	39.5	1.0	-	16.3	4.8	1.7	77.3	0.9	-	13.8
ნახიდური	0.8	-	12.0	8.0	2.4	123.5	3.7	1	56.4	0.6	-	8.7	7.8	2.4	120.1	1.0	-	15.1
წულრულაშენი	0.6	-	10.2	0.7	-	12.3	0.6	-	10.0	0.7	-	11.8	0.6	-	9.6	0.8	-	13.7
კაზრეთი	0.5	-	7.7	0.7	-	10.0	0.7	-	9.9	0.7	-	10.1	0.6	-	8.2	0.8	-	11.6
რატევანი	0.7	-	10.0	3.3	1.2	50.3	1.6	0	24.8	0.8	-	11.6	2.1	0.5	31.8	1.0	-	15.2

Geoaccumulation Index (Igeo) – 2014 წელს Igeo-ს ყველაზე მაღალი შემცველობა დაფიქსირდა სოფ. ნახიდურში, სადაც სპილენძისა და კადმიუმის დონე 2.4 იყო, რაც ძლიერი დაბინძურების დონეზე მიუთითებს. სპილენძისა და კადმიუმის დაბინძურების საშუალო დონე აღმოჩნდა სოფ. მწყნეთსა და რატევანში, ხოლო დანარჩენი ელემენტებისა და სოფლების შემთხვევაში Igeo-ს მონაცემები ნულს ქვემოთაა, რაც იმას ნიშნავს, რომ დაბინძურება არ აღინიშნება (ცხრილი 12).

2017 წლის მონაცემების მიხედვით, Igeo Cd-ის შემთხვევაში, თითქმის ყველგან ძლიერი დაბინძურებაა, ხოლო სოფელ რატევანში კი კადმიუმის Igeo-3.4-ია, რაც ძალიან ძლიერ დაბინძურებაზე მიუთითებს. რაც შეეხება სპილენძს, საშუალო დაბინძურების დონე აღმოჩნდა სოფ. ნახიდურში, რატევანში, ბალიჭში და აბულბუქის ტერიტორიაზე. თუთიით ძლიერი დაბინძურების დონეა სოფ. რატევანში და აბულბუქზე, ხოლო სოფ. ბალიჭის ჭალების ტერიტორიაზე, თუთიის საშუალო დაბინძურების დონე დაფიქსირდა (ცხრილი 13.)

ცხრილი 13. 2017 წლის მონაცემების მიხედვით გამოთვლილი Cf და Igeo.

სოფლები	Cd		Cu		Mn		Zn		Pb	
	CF	Igeo	CF	Igeo	CF	Igeo	CF	Igeo	CF	Igeo
ნახიდური	6.7	2.2	3.4	1.2	0.9	-	1.9	0.4	0.4	-
მწყნეთი	8.8	2.5	2.0	0.5	0.6	-	1.3	-	1.0	-
ფოლადაური	7.3	2.2	0.7	-	0.6	-	0.6	-	0.7	-
ქვემო ბოლნისი	4.9	1.7	0.5	-	0.7	-	0.6	-	0.8	-
რატევანი	15.9	3.4	3.2	1.1	0.6	-	6.5	2.1	0.7	-
მუშევანი	4.9	1.7	1.0	-	0.7	-	0.8	-	1.3	-
აკაურთა	10.7	2.8	0.6	-	0.4	-	0.5	-	1.4	-
გომარეთი	9.8	2.7	0.6	-	0.6	-	0.4	-	1.2	-
განთიადი	6.4	2.1	0.6	-	0.7	-	0.5	-	0.9	-
ვარდისუბანი	5.5	1.8	0.7	-	0.7	-	0.6	-	1.7	0.3
მამიშლო	3.9	1.3	0.6	-	0.5	-	0.6	-	1.8	0.3
პატარა დმანისი	4.0	1.4	0.6	-	0.6	-	0.7	-	2.0	0.4
აბულბუქი	7.5	2.3	3.7	1.3	0.8	-	6.6	2.1	4.0	1.4
ტანძია	8.4	2.5	1.9	0.4	0.7	-	0.6	-	2.9	0.9
დარბაზი	7.2	2.3	0.7	-	0.6	-	0.7	-	3.1	1.1
ფოცხვერიანი	7.4	2.4	1.0	-	0.7	-	0.8	-	3.4	1.2
კაზრეთი	9.2	2.6	1.5	0	0.7	-	0.9	-	4.6	1.6
ბალიჭის-მესასვლ.	9.5	2.6	3.2	1.3	0.7	-	1.0	-	4.3	1.5
ბალიჭი ჭალები	10.9	2.9	3.2	1.2	0.8	-	3.2	1.2	4.5	1.6
ბალიჭი შუაუბანი	10.3	2.8	2.4	0.7	0.6	-	2.5	0.7	3.7	1.3
ბალიჭი-ზედაუბანი	4.2	1.5	1.5	0	0.7	-	1.3	-	4.9	1.7

Enrichment factor (EF) – 2014 წელს სოფ. ნახიდურის ნიადაგები Cu-ის, Cd-ის და Zn-ის მხრივ უკიდურესად მძიმე ანთროპოგენურ ზემოქმედებას განიცდიან. სოფ. რატევანში სპილენძის EF უდრის 50.3-ს, მწყნეთში EF – 67-ს, რაც უკიდურესად მძიმე ანთროპოგენურ ზემოქმედებაზე მიუთითებს. სოფ. მწყნეთში ასევე უკიდურესი ანთროპოგენური ზემოქმედების დონეს სცდება კადმიუმის შემცველობა, რამდენადაც EF=77.3-ის ტოლია. სპილენძით, თუთიით და კადმიუმით ძალიან მძიმე ანთროპოგენური ზემოქმედება აღინიშნა ბალიჭში. საყდრისში EF სპილენძისთვის 44.5-ია, ხოლო თუთიისთვის – 28.9. რატევანში EF თუთიისთვის არის 24.8. ყველა ზემოთჩამოთვლილ სოფელში ძლიერი ან უკიდურესად ძლიერი ანთროპოგენური ზემოქმედება ნიშნავს, რომ ამ სოფლების ნიადაგებში ელემენტების მატება ბუნებრივი ფაქტორებით არ არის განპირობებული და რომ დაბინძურება ანთროპოგენური გავლენის შედეგია (ცხილი 12).

Ecological risk factor (ER) ეკოლოგიური რისკის ფაქტორი – 2014 წლის კვლევების მონაცემებზე დაყრდნობით, სოფ. ნახიდურის ნიადაგები კადმიუმის დაბინძურების მიხედვით პოტენციურად მაღალი ეკოლოგიური რისკის ქვეშაა, რადგანაც ER კადმიუმისათვის 234-ს უდრის. სოფ. მწყნეთში აღებულ ნიადაგის სინჯში ER ფაქტორის დონე 144.3-ია, რაც საშუალოზე მაღალი ეკოლოგიური რისკის ქვეშ ხვდება. სოფ. რატევანის ნიადაგები კადმიუმის დაბინძურების მხრივ საშუალო ეკოლოგიური რისკის ქვეშაა. დანარჩენი სოფლები Mn-ის, Cu-ის, Zn-ის, As-ის, Cd-ისა და Pb-ის დაბინძურების თვალსაზრისით, არ იმყოფებიან ეკოლოგიური რისკის ქვეშ (ცხილი 14).

რაც შეეხება 2017 წლის კვლევის მონაცემებს, სოფ. რატევანი, აკაურთა და ბალიჭი (ჭალების მიმდებარე ტერიტორია) კადმიუმით ნიადაგების დაბინძურების მხრივ ძალიან მაღალი ეკოლოგიური რისკის ქვეშ არიან. 2014 წელთან შედარებით, კადმიუმმა საგრძნობლად მოიმატა, შესაძლოა ითქვას, რომ ყველა სოფლის ნიადაგებში კადმიუმის შემცველობა ეკოლოგიური რისკის ნორმალურ ფარგლებს სცდება. დანარჩენი ელემენტების შემთხვევაში გამოკვლეულ სოფლებში, ეკოლოგიური რისკი დაბალია (ცხილი 15).

ცხრილი 14. 2014 წლის მონაცემებზე დაყრდნობით გამოთვლილი ER, RI და PLI.

	Mn	Cu	Zn	As	Cd	Pb	RI	PLI
	ER							
დმანისი	0.8	3.2	0.7	3.5	14.2	2.5	25.0	0.6
ბალიჭი	0.6	11.2	1.0	6.6	21.9	4.7	46.0	0.9
განთიადი	0.7	3.1	0.9	2.7	15.9	2.6	25.9	0.5
საყდრისი	0.7	9.8	1.3	6.1	27.5	4.1	49.5	1.0
ქვეში	0.7	4.6	1.2	7.8	34.0	5.4	53.8	0.9
მწყნეთი	0.7	20.7	2.5	10.1	144.3	4.3	182.6	1.7
ნახიდური	0.8	40.1	3.7	5.6	234.1	4.9	289.2	2.1
წულრულაშენი	0.6	3.5	0.6	6.8	16.6	4.0	32.2	0.6
კაზრეთი	0.5	3.5	0.7	7.1	17.3	4.1	33.2	0.7
რატევანი	0.7	16.5	1.6	7.6	62.8	5.0	94.3	1.3

Potential ecological risk (RI) პოტენციური ეკოლოგიური რისკი – 2014 წლის მონაცემებზე დაყრდნობით, სოფ. ნახიდური მაღალი პოტენციური ეკოლოგიური რისკის ქვეშ იყო, ხოლო სოფ. მწყნეთი – საშუალო ეკოლოგიური რისკის ქვეშ (ცხრილი 14).

2017 წლის კვლევების მიხედვით, სოფელ რატევანში RI 503-ს უდრის, რაც იმას ნიშნავს, რომ სოფელი ძალიან მაღალი პოტენციური რისკის ქვეშაა. 2014 წელთან შედარებით, კაზრეთში RI 33.2-დან 307-მდე გაიზარდა, ხოლო ბალიჭში 46-დან 368-მდე. მაღალი რისკის დონე დაფიქსირდა ასევე აკაურთაში, გომარეთში და განთიადში (ცხრილი 15).

ცხრილი 15. 2017 წლის მონაცემების მიხედვით გამოთვლილი ER, RI და PLI.

სოფელი	Cd	Cu	Mn	Zn	Pb	RI	PLI
	ER						
ნახიდური	201.5	17.0	0.9	1.9	2.2	223.6	1.8
მწყნეთი	264.1	10.1	0.6	1.3	5.1	281.2	1.7
ფოლადაური	218.5	3.3	0.6	0.6	3.4	226.5	1.1
ქვემო ბოლნისი	148.1	2.7	0.7	0.6	3.8	155.9	1.0
რატევანი	475.8	16.2	0.6	6.5	3.5	502.7	2.7
მუშევანი	146.5	4.8	0.7	0.8	6.4	159.1	1.3
აკაურთა	320.7	2.8	0.4	0.5	7.0	331.4	1.1
გომარეთი	293.2	3.0	0.6	0.4	6.2	303.5	1.1
განთიადი	193.2	3.0	0.7	0.5	4.6	202.0	1.0
ვარდისუბანი	165.5	3.6	0.7	0.6	8.6	179.0	1.3
მამიშლო	118.1	2.9	0.5	0.6	8.8	130.8	1.0
პატარა დმანისი	120.4	2.9	0.6	0.7	9.9	134.4	1.1
აბულბუქი	224.4	18.7	0.8	6.6	20.2	270.7	3.6
ტანძია	252.6	9.5	0.7	0.6	14.5	277.8	1.8

დარბაზი	216.8	3.6	0.6	0.7	15.7	237.4	1.5
ფოცხვერიანი	221.6	5.0	0.7	0.8	17.1	245.2	1.7
კაზრეთი	275.1	7.4	0.7	0.9	22.8	306.8	2.1
ბალიჭის შესასვლელთან	284.9	16.2	0.7	1.0	21.7	324.5	2.5
ბალიჭი ჭალები	326.1	15.8	0.8	3.2	22.5	368.4	3.3
ბალიჭი შუაუბანი	307.8	12.1	0.6	2.5	18.3	341.3	2.7
ბალიჭი ზედაუბანი	125.9	7.3	0.7	1.3	24.5	159.7	1.9

Pollution load Index (PLI) დაბინძურების საერთო დონე – 2014 წლის მიხედვით, დაბინძურება აღმოჩნდა საყდრისში, მწყნეთში, ნახიდურში და რატევანში, ხოლო 2017 წელს ვითარება შეიცვალა და ყველა გამოკვლეულ სოფელში $PLI > 1$, რაც იმას ნიშნავს, რომ დაბინძურება ყველა გამოკვლეულ სოფელში არსებობს.

ცხრილი 16. ელემენტის საშუალო შემცველობა დედამიწის ქერქში (მგ/კგ) (Turekian, 1961), Toxic response factor for metals (T_r^i) (მგ/კგ).

	ელემენტების შემცველობა დედამიწის ქერქში (shale values)	Toxic response factor for metals (T_r^i)
Pb	20	5
Mn	850	1
Ni	68	5
Cd	0.3	30
Cr	90	2
Zn	95	1
As	13	10
Cu	45	5

5.1.2. კორელაციური კავშირების დადგენა

წინამდებარე კვლევაში კორელაციის კოეფიციენტის გამოყენებამ საშუალება მოგვცა დაგვედგინა, თუ რა დამოკიდებულება არსებობს ნიადაგების მძიმე ლითონებით დაბინძურების დონეებსა და დაბინძურების წყაროდან დაშორებულ მანძილებს შორის. კორელაციის კოეფიციენტი თითოეული გამოკვლეული ელემენტისათვის ცალ-ცალკე იქნა გამოთვლილი. დამოუკიდებელ ცვლადებს წარმოადგენდნენ: 1) ნიადაგებში ამა თუ იმ ელემენტის შემცველობა; და 2) მანძილი თითოეული სინჯის ალების წერტილიდან დაბინძურების წყარომდე, ამ შემთხვევაში კარიერამდე.

კორელაციის კოეფიციენტი გამოთვლილი იქნა 2017 წელს გამოკვლეულ ნიადაგის მონაცემებზე დაყრდნობით ტყვიის, კადმიუმის, სპილენძის, თუთიისა და მანგანუმისთვის, რათა დაგვედგინა ახდენს თუ არა გავლენას კარიერთან დაშორების მანძილი ნიადაგებში ელემენტების რაოდენობის ცვლილებას. ხუთი გამოკვლეული ელემენტიდან, მაღალი კორელაციური კავშირი მხოლოდ ტყვიის შემთხვევაში მივიღეთ, $r_{(Pb)}=0.73$, რაც იმას ნიშნავს, რომ რაც უფრო ახლოსაა სოფელი კარიერთან, მით მეტია ნიადაგებში ტყვიის შემცველობა და პირიქით, რაც უფრო შორ მანძილზეა სოფელი კარიერიდან, ნიადაგებში ტყვიის შემცველობა იკლებს. ანალოგიური კანონზომიერება არ გამოვლენილა დანარჩენი ელემენტების შემთხვევაში $r_{(Cd)}=-0.06$, $r_{(Cu)}=0.02$, $r_{(Zn)}=0.12$, $r_{(Mn)}=0.05$ (ცხრილი 17). კადმიუმის შემთხვევაში – უარყოფითი კორელაციაა. სპილენძის, თუთიისა და მანგანუმის შემთხვევაში კი, კორელაცია არ არსებობს. მაგ., კადმიუმის შემცველობა სოფ. განთიადის ნიადაგში, თითქმის იგივეა, რაც სოფ. ბალიჭში, მიუხედავად იმისა რომ სოფ. გომარეთი კარიერიდან 22 კმ-ში მდებარეობს, ხოლო სოფ. ბალიჭი კი სულ რაღაც 2კმ-ში. ის, რომ დადებითად მაღალი კორელაცია მხოლოდ ტყვიის შემთხვევაში აღმოჩნდა, ამას შესაძლოა ელემენტების ატომური მასა განაპირობებდეს. უფრო ზუსტად კი, რაც უფრო მაღალია ელემენტის ატომური მასა, მით უფრო მძიმეა თვითონ ელემენტიც, და პირიქით, რაც უფრო ნაკლებია ატომური მასა, მით უფრო მსუბუქია ის. ტყვიის ატომური მასა ყველაზე დიდია, რაც იმას ნიშნავს, რომ მისი წონაც დიდია. შესაბამისად, ლოგიკურია, რომ ჰაერში გაფრქვევის შემდეგ, ტყვია შორ მანძილზე ვერ გადაადგილდება და ილექება ნიადაგებზე. კადმიუმის, სპილენძის, მანგანუმისა და თუთიის ატომური მასა ტყვიასთან შედარებით თითქმის ორჯერ ან მეტჯერ ნაკლებია. შესაბამისად, ნაკლებია მათი წონაც. აქედან გამომდინარე, აღნიშნული ელემენტები ჰაერში გაფრქვევის შემდეგ, ადვილად გადაადგილდებიან შორ მანძილზე ქარის მეშვეობით.

კორელაციის კოეფიციენტი გამოყენებული იქნა ასევე 2014 წლის კვლევის შედეგებისათვის, თუმცა არც ერთი ელემენტის შემთხვევაში, კორელაცია არ დაფიქსირებულა, რაც იმით აიხსნება, რომ 2014 წელს, ნიადაგებში ჩამოთვლილი ელემენტების რაოდენობა ყველა სოფელში თანაბრად ნაკლები იყო.

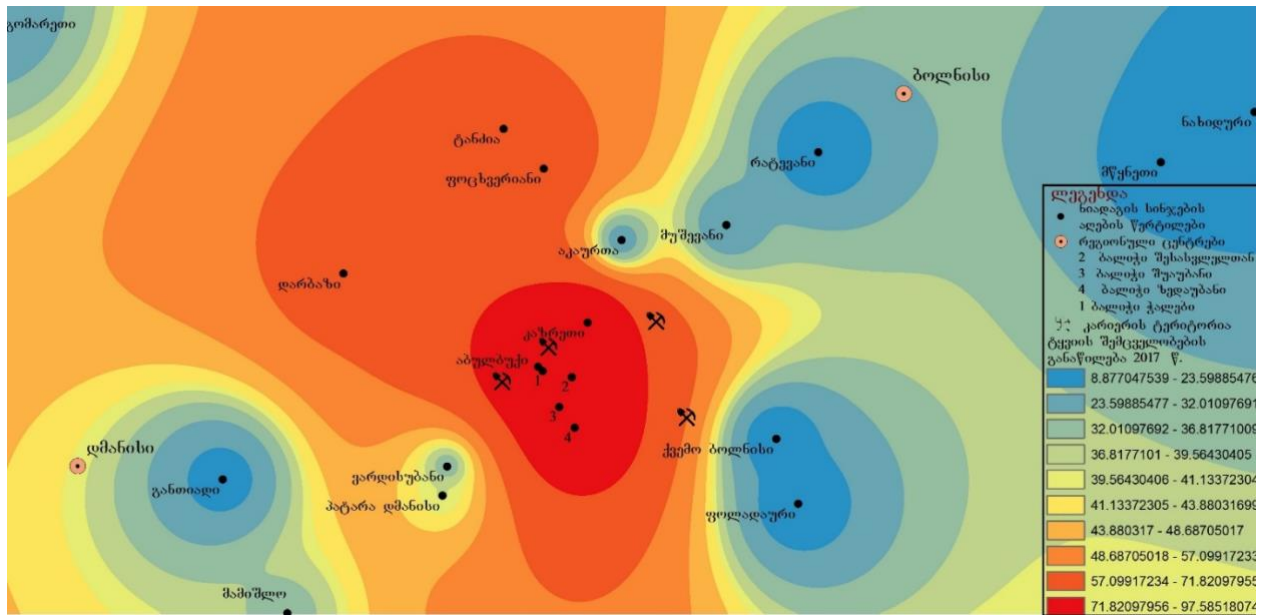
იმას, რომ ელემენტის ატომური მასა გავლენას ახდენს ჰაერში მის გადაადგილების მანძილზე, ადასტურებს GIS-ში ინტერპოლაციის მეთოდით დაბინძურებული ნიადაგების ცხელი წერტილების განსაზღვრაც (დეტალურად მოცემულია ქვემოთ).

ცხრილი 17. კორელაციის გამოთვლის შედეგად მიღებული მონაცემები 2017 წლის მონაცემებზე დაყრდნობით და ელემენტების ატომური მასა.

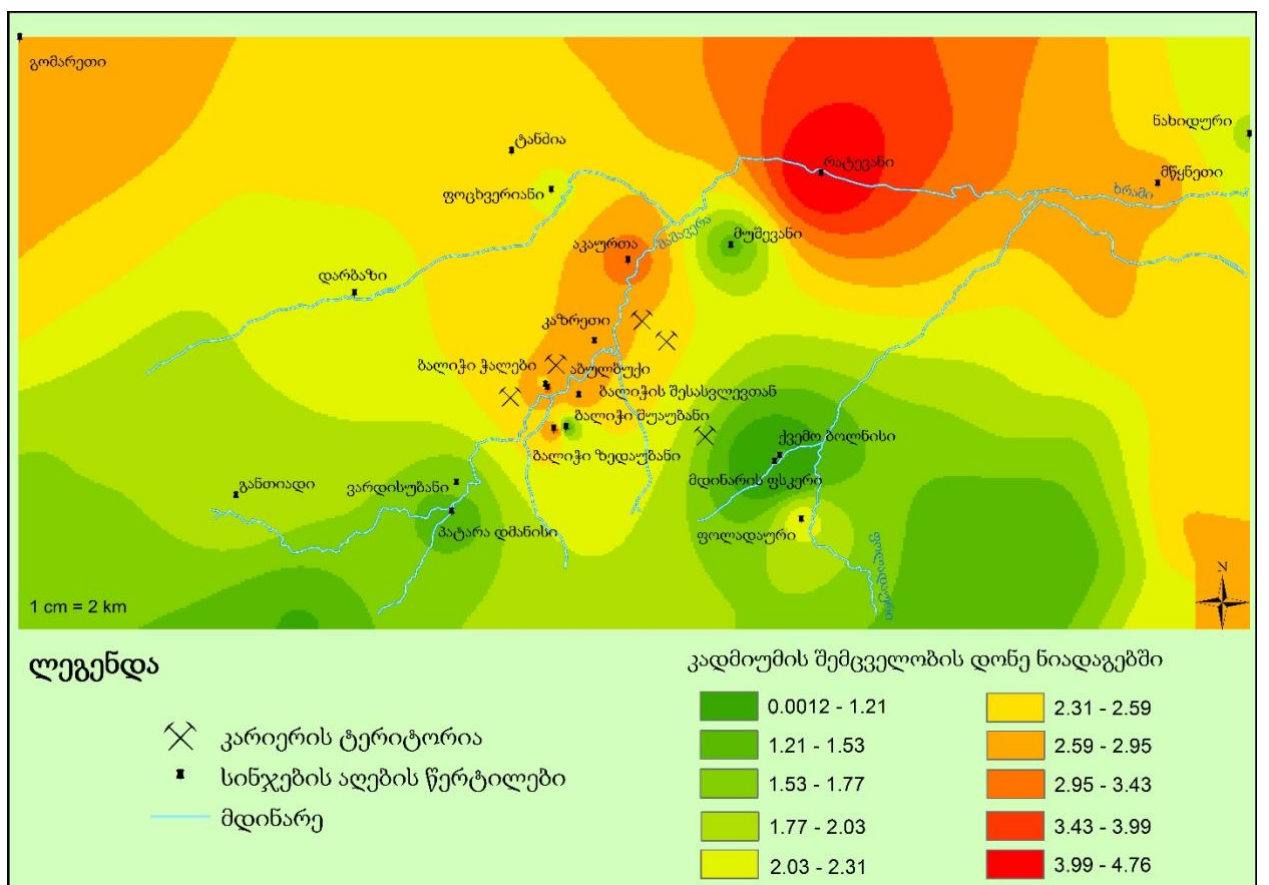
	Cu	Mn	Zn	Pb	Cd
კორელაცია	0.02	0.05	0.12	0.73	-0.06
ატომური მასა	63.55	54.94	65.38	207.2	112.41

5.1.1. ინტერპოლაციის მეთოდით დაბინძურების ცხელი წერტილების განსაზღვრა

ქვემოთ მოცემულ რუკებზე (ნახ. 23 და 24), რომლებიც ArcGIS-ში გაკეთდა ინტერპოლაციის მეთოდის გამოყენებით (IDW), ასახულია ნიადაგებში ტყვიისა და კადმიუმის გავრცელება ბოლნისისა და დმანისის მუნიციპალიტეტებში. ნახ. 23-ზე ფერები ლურჯიდან წითლამდე დიაპაზონშია მოქცეული, რაც ნიადაგებში ტყვიის მინიმალურ და მაქსიმალურ შემცველობებს აღნიშნავს. მაგ. მუქი წითელი ფერით ტყვიით დაბინძურების ცენტრია გამოსახული, მუქი ლურჯის შემთხვევაში კი ნიადაგებში ტყვიით დაბინძურება არ აღინიშნება. ნახ. 24-ზე ფერები მწვანედან წითლამდე დიაპაზონშია, რაც ანალოგიურად ნიადაგებში კადმიუმის მინიმალურ და მაქსიმალურ შემცველობებს წარმოადგენს. როგორც რუკებიდან ჩანს, ტყვიით დაბინძურების ცენტრს წარმოადგენს ბალიჭ-კაზრეთის ტერიტორია, რომლებიც ყველაზე ახლოს არიან კარიერთან. კადმიუმის შემთხვევაში კი დაბინძურების ცენტრი სოფ. რატევანია. ინტერპოლაციის მეთოდის საშუალებით კიდევ უფრო ამტკიცებს ვარაუდს, რომ ელემენტის ატომური მასა გავლენას ახდენს ჰაერში მისი გადაადგილების მანძილზე.



ნახ. 23. ნიადაგების ტყვიით დაბინძურების მასშტაბურობა ბოლნისისა და დმანისის მუნიციპალიტეტებში.



ნახ. 24. ნიადაგების კადმიუმით დაბინძურების მასშტაბურობა ბოლნისისა და დმანისის მუნიციპალიტეტებში.

5.1.2. აღმოსავლეთ და დასავლეთ საქართველოს ნიადაგების დაბინძურების შედარებითი ანალიზი

2014 წელს, ჭიათურისა და ზესტაფონის მუნიციპალიტეტების სოფლების – ბერეთისა, შუქრუთი, მერევი, ქვედა საქარა, სვირი, ასევე ქალაქ ზესტაფონის ნიადაგებში გამოკვლეული ქიმიური ელემენტების შემცველობები სრულიად განსხვავებულია ბოლნისისა და დმანისის მუნიციპალიტეტებში შესწავლილი ნიადაგების კვლევის შედეგებისაგან. მიზეზი სხვადასხვა გეოგრაფიულ ფაქტორებთან ერთად, დაკავშირებულია ორ განსხვავებულ რეგიონში სხვადასხვა სასარგებლო წიაღისეული ნედლეულის მოპოვებასთან. მაგ., თუ ბოლნის-დმანისის მუნიციპალიტეტებში ოქროსა და სპილენძის მოპოვება განაპირობებს ნიადაგებში Cd, Cu, Mn, Zn და Pb მატებას; ჭიათურა-ზესტაფონში, მანგანუმის მოპოვების შედეგად, ნიადაგებში Mn-ის შემცველობა მნიშვნელოვნად მაღალია (Mn-ის მაქსიმალური შემცველობა ქ. ზესტაფონში 16467 მგ/კგ შეადგენს). დასავლეთ საქართველოს საკვლევი რეგიონის ნიადაგებში ისეთი ელემენტების შემცველობები, როგორებიცაა B, Na, Mg, Al, Si, P, K, Sc, Ti, V, აღმოსავლეთ საქართველოს საკვლევი რეგიონის ნიადაგებთან შედარებით, თითქმის 2-ჯერ ნაკლებია (ცხრილი 18).

ცხრილი 18. ქიმიური ელემენტების შემცველობა დასავლეთ საქართველოს (ჭიათურისა და ზესტაფონის მუნიციპალიტეტები) ნიადაგებში, მგ/კგ-ში.

	ბერეთისა	შუქრუთი	მერევი	ქვედა საქარა	სვირი	ზესტაფონი
B	2.98	4.79	13.91	6.27	7.99	8.17
Na	173.85	208.92	149.60	562	422	1184
Mg	2773.16	2300.07	6171.36	8196	6744	6550
Al	3197.80	2562.93	5110.33	4238	4592	3155
Si	102.46	104.83	111.60	120	77	72
P	121.15	129.38	278.20	255	268	316
K	2012.55	2124.81	3854.75	2695	3239	2833
Sc	3.80	2.95	7.77	7.51	8.32	5.29
Ti	111.13	68.55	84.65	574.02	381.29	560.70
V	52.94	22.20	52.85	83.36	95.89	83.61
Cr	32.45	18.24	38.19	26.52	28.73	25.57
Mn	1341.57	707.42	1077.33	1949.3	12821.81	16466.96
Fe	8676.88	4676.20	11510.61	11742	10418	10218
Co	23.82	12.74	21.12	16.59	19.37	19.41
Ni	23.87	31.60	57.97	30.03	100.49	113.93

Cu	20.80	15.72	44.04	78.43	47.91	43.90
Zn	44.23	40.84	69.62	83.92	80.55	83.15
As	9.33	3.63	22.10	6.80	8.50	7.47
Ag	1.19	1.08	0.19	0.34	0.12	0.15
Cd	0.13	0.10	0.19	0.20	0.33	0.25
Ba	128.10	100.34	147.77	201.5	751.6	1400.7
Pb	26.88	9.40	18.30	14.76	16.83	13.84
Th	21.01	11.47	16.37	13.62	13.49	14.81
U	2.11	1.74	1.26	2.44	3.37	3.11

ამდენად, აღმოსავლეთ და დასავლეთ საქართველოს საკვლევი ტერიტორიების ნიადაგები, ქიმიური ელემენტების შემცველობებით, განსხვავდება ერთმანეთისგან, რასაც ქანების გეო-ქიმიური აგებულება, და სასარგებლო წიაღისეული ნედლეულის მოპოვების თავისებურებები განმაპირობებენ.

რაც შეეხება წყლის დაბინძურების საკითხს დასავლეთ საქართველოს მანგანუმის მომპოვებელ რეგიონში, ლიტერატურულ მონაცემებზე დაყრდნობით (Kalandadze, Matchavariani, 2019), მადნის გამდიდრების შედეგად, გამოყენებული სამრეწველო წყლები მდ. ყვირილაში ყოველგვარი ფილტრაციის გარეშე ჩაედინება. შესაბამისად, მდინარე პერმანენტულად ბინძურდება მანგანუმისა და ალუმინის პეროქსიდით, ვინაიდან მადნის გარეცხვის შედეგად დარჩენილი ტოქსიკური ნივთიერებები მდ. ყვირილას წყალში ხვდება, სადაც მანგანუმის შემცველობა 10-12%-ს შეადგენს.

5.2. რემედიაციული კვლევის შედეგები

2012 წელს ჩატარებული ფიტორემედიაციული კვლევის შედეგი. 2012 წელს სოფლებში წუღრულაშენი, რატევანი და ბალიჭი ჩატარდა ფიტორემედიაციული კვლევა. გამოკვლეული იქნა შაქრის ჭარხლის (*Beta Vulgaris*, წითელი ჭარხლისა და ამარანტის (*Amaranthus Viridis*) ფიტორემედიაციული უნარები. ცხრილებში 19, 20, 21 მოცემულია მცენარეების ფოთოლში, ღეროში, ბოლქვსა და ქერქში ელემენტების შემცველობა. ბოლო სვეტი კი ელემენტების შემცველობის ჯამურ რაოდენობას ასახავს. ცხრილ 23-ზე მოცემულია მცენარეების ტრანსლოკაციის ფაქტორი (TF) და აკუმულაციის კოეფიციენტი (AC).

შაქრის ჭარხალს, როგორც საკონტროლოს, ასევე ბიორაგიანს სოფელ წულრულაშენში არ ჰქონდა კარგი შედეგი. თუ ნიადაგში კადმიუმის შემცველობა 3.85 მგ/კგ იყო, შაქრის ჭარხალმა საშუალოდ მხოლოდ 0.5 მგ/კგ-ის აკუმულირება შეძლო. სოფ. რატევანში და სოფ. ბალიჭში გამოკვლეულ ბიორაგიან შაქრის ჭარხალში აკუმულირებული კადმიუმის რაოდენობა, სოფ. წულრულაშენთან შედარებით, საკმაოდ მაღალია (2.8 მგ/კგ). თუმცა სოფ. რატევანის ნიადაგებში კადმიუმის შემცველობა უფრო მეტი იყო – 3.45 მგ/კგ, ვიდრე შაქრის ჭარხალმა აითვისა. სოფ. ბალიჭში, თუ ნიადაგებში Cd 2.75 მგ/კგ იყო, შაქრის ჭარხალმა 2.8 მგ/კგ. აითვისა. სოფ. ბალიჭში მოყვანილმა წითელმა ჭარხალმა, შაქრის ჭარხალთან შედარებით, უფრო მეტი კადმიუმის დაგროვება შეძლო. მასში იმაზე მეტი კადმიუმი აკუმულირდა, ვიდრე მისი შემცველობა იყო ნიადაგში. მცენარე ამარანტიმ, ჯამში 5.1 მგ/კგ კადმიუმი დაიგროვა, როცა მისი შემცველობა ნიადაგში 2.75 მგ/კგ იყო, რაც საკმაოდ კარგი მონაცემია. ცხრილ 21-ში მოცემულია ელემენტების შემცველობა ნიადაგებში.

ცხრილი 19. კადმიუმის აკუმულირება შაქრის ჭარხლის, წითელი ჭარხლისა და ამარანტის მიერ.

Cd 23.08.2012	ფოთოლი	ღერო	ძირხვევნა	ქერქი	ჯამი
საკონტროლო შ.ჭ. წულრულაშენი	0.17	0.14	0.11	0.14	0.6
ბიორაგიანი შ.ჭ. წულრულაშენი	0.18	0.268	0.076	0.14	0.7
ბიორაგიანი შ.ჭ. რატევანი	0.69	0.67	0.73	0.7	2.8
ბიორაგიანი შ.ჭ. ბალიჭი	0.58	0.7	0.62	0.9	2.8
საკონტროლო წითელი ჭ. ბალიჭი	0.66	1.18	0.73	0.8	3.4
ბიორაგიანი წითელი ჭ. ბალიჭი	1.07	0.63	0.7	1.54	3.9
	ფოთოლი	ღერო	ყვავილი	ფესვი	ჯამი
ამარანტი, ბალიჭი	1.26	0.68	0.67	2.47	5.1

საექსპერიმენტო მცენარეებმა სპილენძის აკუმულირების დაბალი დონე აჩვენა, მათ მიერ აკუმულირებული სპილენძის რაოდენობა ბევრად ნაკლებია ნიადაგში არსებულ სპილენძის რაოდენობაზე. სპილენძის TF და AC თითქმის ყველა მცენარისათვის 1-ზე ნაკლებია, რაც იმას ნიშნავს, რომ მცენარეების ფიტორემედიაციული უნარი სპილენძის მიმართ დაბალია.

ცხრილი 20. სპილენძის აკუმულირება შაქრის ჭარხლის, წითელი ჭარხლისა და ამარანტის მიერ.

Cu 23.08.2012	ფოთოლი	ღერო	ძირხვენა	ქერქი	ჯამი
საკონტროლო შ.ჭ. წულრულაშენი	2.34	2.45	2.15	2.78	9.72
ბიორაგიანი შ.ჭ. წულრულაშენი	2.76	4.19	1.98	4.75	13.68
ბიორაგიანი შ.ჭ რატევანი	5.67	6.46	7.14	9.43	28.7
ბიორაგიანი შ.ჭ. ბალიჭი	5.73	7.18	5.3	16.33	34.55
საკონტროლო წითელი ჭ. ბალიჭი	7.16	4.85	7.59	9.74	29.34
ბიორაგიანი წითელი ჭ. ბალიჭი	10.9	7.58	10.68	24.3	53.46
	ფოთოლი	ღერო	ყვავილი	ფესვი	ჯამი
ამარანტი, ბალიჭი	6.41	3.8	7.47	11	28.68

თუთიის შემთხვევაში, მხოლოდ სოფ. ბალიჭში მოყვანილმა ბიორაგიანმა შაქრის ჭარხალმა და ბიორაგიანმა წითელმა ჭარხალმა იმაზე მეტი დაიგროვეს, ვიდრე თუთიის შემცველობა იყო ნიადაგში. შაქრის ჭარხალმა ჯამში 118.65 მგ/კგ, წითელმა ჭარხალმა – 238.62 მგ/კგ დაიგროვეს, როცა ნიადაგებში Zn შემცველობა 114 მგ/კგ იყო.

მცენარე ჭარხალს თუ დავაკვირდებით, ბიორაგიანი მცენარის ძირხვენის ქერქში დაგროვილი ელემენტების რაოდენობა ბევრად მეტია მცენარის სხვა ორგანოებში დაგროვილ ელემენტების რაოდენობასთან შედარებით. მაგალითად, სოფ. ბალიჭში მოყვანილმა ბიორაგიანმა შაქრის ჭარხალმა და წითელმა ჭარხალმა ქერქში უფრო მეტი თუთია, სპილენძი და კადმიუმი დაიგროვეს, ვიდრე სხვა ნაწილებში. ამის მიზეზი შეიძლება იყოს ბიორაგი, რამდენადაც იგი მცენარეში ზღუდავს ელემენტების ტრანსლოკაციის (გადაადგილების) უნარს ქერქიდან ფოთლებამდე. ჰიპერაკუმულატორი მცენარის შემთხვევაში კი, მნიშვნელოვანია ელემენტების ტრანსლოკაციის კარგი უნარი. შესაბამისად, თუ ბიორაგი მცენარეში ტრანსლოკაციის უნარს ზღუდავს, მისი გამოყენება ფიტორემედიაციული მიზნებისათვის არ იქნება რეკომენდებული. აღნიშნული საკითხი დამატებით კვლევებთან ერთად ქვემოთ იქნება განხილული.

ცხრილი 21. თუთიის აკუმულირება შაქრის ჭარხლის, წითელი ჭარხლისა და ამარანტის მიერ.

Zn 23.08.2012	ფოთოლი	ღერო	ძირხვენა	ქერქი	ჯამი
საკონტროლო შ.ჭ. წულრულაშენი	2.45	1.73	2.29	3.39	9.86
ბიორაგიანი შ.ჭ. წულრულაშენი	3.65	4.57	3.27	6.77	18.26
ბიორაგიანი შ.ჭ რატევანი	7.46	8.09	7.47	9.55	32.57

ბიორაგიანი შ.ჭ. ბალიჭი	9.09	8.13	9.68	91.75	118.65
საკონტროლო წითელი ჭ. ბალიჭი	16.28	8.51	36.56	15.88	77.23
ბიორაგიანი წითელი ჭ. ბალიჭი	13.42	8.07	15.13	202	238.62
	ფოთოლი	ღერო	ყვავილი	ფესვი	ჯამი
ამარანტი, ბალიჭი	13.01	8.59	11.81	18.7	52.11

ცხრილი 22. კადმიუმის, სპილენძის და თუთიის შემცველობა სოფ. წულრულაშენის, რატევანისა და ბალიჭის ნიადაგებში. 2012 წ.

	წულრულაშენი	რატევანი	ბალიჭი
Cd	3.85	3.45	2.75
Cu	74.16	144.835	123.61
Zn	152.875	154.975	113.835

ცხრილი 23. TF და AC-ს დონე შაქრის ჭარხალში, წითელ ჭარხალში და ამარანტში. 2012 წ.

23.08.2012	TF	AC	TF	AC	TF	AC
	Cd		Cu		Zn	
საკონტროლო შ.ჭ. წულრულაშენი	1.21	0.15	0.97	0.13	0.74	0.06
ბიორაგიანი შ.ჭ. წულრულაშენი	2.04	0.18	1.03	0.18	0.82	0.12
ბიორაგიანი შ.ჭ რატევანი	0.96	0.81	0.73	0.20	0.91	0.21
ბიორაგიანი შ.ჭ. ბალიჭი	0.83	1.03	0.60	0.28	0.17	1.04
საკონტროლო წითელი ჭ. ბალიჭი	1.20	1.22	0.69	0.24	0.47	0.68
ბიორაგიანი წითელი ჭ. ბალიჭი	0.76	1.43	0.53	0.43	0.10	2.10
ამარანტი, ბალიჭი	1.05	1.85	1.61	0.23	1.79	0.46

სპილენძის AC-აკუმულაციის კოეფიციენტი მცენარეებში 1-ზე ნაკლებია, კადმიუმის აკუმულაციის კოეფიციენტი მხოლოდ სოფ. ბალიჭში მოყვანილ ბიორაგიან შაქრის ჭარხალში, საკონტროლო წითელ ჭარხალში, ბიორაგიან წითელ ჭარხალში და ამარანტში აღმოჩნდა 1-ზე მეტი. თუთიის AC კი მხოლოდ ბიორაგიან შაქრის ჭარხალში (1.4) დ ბიორაგიან წითელ ჭარხალში (2.1) იყო 1-ზე მაღალი.

2012 წელს ფიზიკის ინსტიტუტში ჩატარებული კვლევის შედეგი. ცხრილი 24 გვიჩვენებს 2012 წელს ფიზიკის ინსტიტუტში ჩატარებული ექსპერიმენტის შედეგებს. №1 ქოთანში, სადაც საკონტროლო შაქრის ჭარხალი იყო, კადმიუმის შემცველობა გაიზომა მცენარის ფოთოლში, ღეროში, ბოლქვსა და ქერქში. მათში კადმიუმის რაოდენობა ნორმის ფარგლებშია. №2 საკონტროლო-ბიორაგიან ქოთანში მონაცემმა ოდნავ (0.3-ით) მოიმატა. №3 ქოთანში, სადაც 10 მგ/კგ კადმიუმის დამატება მოხდა,

მცენარემ, საკონტროლო ქოთანში მოყვანილ მცენარესთან შედარებით, 1.4-მგ/კგ-ით მოიმატა. №4 ქოთანში, სადაც 10 მგ/კგ კადმიუმთან ქოთანში ბიორაგიანი მცენარე დაითესა, კადმიუმის ჯამური მონაცემი, საკონტროლო მცენარესთან შედარებით, 1-ით მეტია. №5 ქოთანში, სადაც დამატებული იყო 20 მგ/კგ კადმიუმი, შაქრის ჭარხალში ყველაზე მეტი კადმიუმის აკუმულირება მოხდა. მისი ჯამური მონაცემი 9.5-ით აღემატება საკონტროლო შაქრის ჭარხლის მონაცემს. №6 ქოთანში, სადაც 20 მგ/კგ კადმიუმთან ერთად, გამოყენებული იყო ბიორაგიც, წინა მეხუთე ქოთანთან შედარებით, მონაცემმა ბევრით დაიკლო. მასში მოყვანილ შაქრის ჭარხალში კადმიუმი 1.5-ით მეტია საკონტროლოსთან შედარებით. რაც შეეხება №7 ქოთანს, აქ გამოყენებული იქნა წითელი ჭარხალი 20 მგ/კგ კადმიუმთან და ბიორაგთან ერთად, უნდა ითქვას, რომ ანალოგიური შემცველობის მქონე ქოთანში დათესილ შაქრის ჭარხალთან შედარებით, წითელმა ჭარხალმა 1.5-ით მეტი კადმიუმი აითვისა, ვიდრე შაქრის ჭარხალმა. რაც შეეხება სოფელ რატევანში და სოფელ ბალიჭში ბუნებრივ პირობებში მოყვანილ შაქრის ჭარხალს, კადმიუმის შემცველობა მცენარეში არ აღემატებოდა ნიადაგში კადმიუმის შემცველობას, რომელიც სოფ. რატევანში 3.5 მგ/კგ, ხოლო სოფ. ბალიჭში 3 მგ/კგ იყო.

ექსპერიმენტის შედეგებზე დაყრდნობით, შეიძლება ითქვას, რომ ნიადაგში კადმიუმის მომატება მცენარის მიერ კადმიუმის აკუმულაციის ზრდას იწვევს. ნიადაგზე 20 მგ/კგ კადმიუმის დამატებისას, მცენარემ უფრო მეტი კადმიუმი აითვისა, ვიდრე 10 მგ/კგ კადმიუმის დამატებისას, რაც იმას ნიშნავს, რომ რაც მეტია ნიადაგში კადმიუმი, მით მეტის ადსორბცია შეუძლია მცენარეს. მცენარის ცალკეული ნაწილების გამოკვლევამ, კონკრეტული კანონზომიერება ვერ მოგვცა, იმასთან დაკავშირებით, თუ მცენარის რომელი ნაწილია უფრო აქტიური ადსორბენტი (ამთვისებელი). თუმცა 9 გამოკვლეული ნიმუშიდან, 4 შემთხვევაში მცენარის ქერქში უფრო მეტი კადმიუმი აღმოჩნდა, ვიდრე სხვა ნაწილებში. რაც შეეხება ბიორაგს, მისი დამატებით მცენარეებმა მიწისქვეშა ნაწილებში და განსაკუთრებით ქერქში უფრო მეტი კადმიუმი დაიგროვეს, ვიდრე მიწისზედა ნაწილებში. შესაბამისად ვარაუდი, რომ ბიორაგი მცენარე შაქრის ჭარხალში ელემენტების ძირხვენიდან ფოთლებისკენ ტრანსლოკაციას აწერხებს, უფრო გამყარდა.

ცხრილი 24. 2012 წელს ფიზიკის ინსტიტუტში ჩატარებული ექსპერიმენტი. კადმიუმის ფიტორემედიაციული უნარის გამოკვლევა შაქრის ჭარხალში (შ.ჭ.) და წითელ ჭარხალში (წ.ჭ.).

	№1. საკონტროლო სუფთა ნიადაგი + შ.ჭ.	№2. საკონტროლო, სუფთა ნიადაგი + ბიორაგიანი შ.ჭ.	№3. სუფთა ნიადაგი+10 მგ/კგ Cd+შ.ჭ.	№4. სუფთა ნიადაგი + 10 მგ/კგ Cd + ბიორაგი + შ.ჭ.	№5. სუფთა ნიადაგი + 20 მგ/კგ Cd + შ.ჭ.	№6. სუფთა ნიადაგი + 20 მგ/კგ Cd + ბიორაგი + შ.ჭ.	№7. სუფთა ნიადაგი + 20 მგ/კგ Cd + ბიორაგი + წ.ჭ.	№8. სოფ. რატევანდან აღებული შ.ჭ.	№9. სოფ. ბალიჭიდან აღებული შ.ჭ.
Cd 07.2012									
ფოთოლი	0.13	0.12	0.72	0.10	0.34	0.09	0.2	0.2	0.23
ღერო	0.07	0.26	0.41	0.56	0.41	0.26	0.28	0.12	0.13
ძირხვენა	0.19	0.32	0.46	0.15	0.23	0.46	0.28	0.14	0.13
ქერქი	0.12	0.17	0.29	0.65	8.79	1.29	2.94	0.00001	0.00001
ჯამი	0.54	0.88	1.88	1.46	9.78	2.11	3.67	0.4644	0.49

2013 წელს ჩატარებული ფიტორემედიაციული კვლევის შედეგი. 2013 წელს სოფ. ბალიჭში და სოფ. წულრულაშენში მცენარე შაქრის ჭარხალზე, ამარანტიზე და ნაცარქათამაზე ჩატარებული კვლევის შედეგად გამოკვლეული იქნა კადმიუმის, სპილენძისა და თუთიის შემცველობა. ივლისში სოფ. ბალიჭში მოყვანილმა შაქრის ჭარხალმა, ნაცარქათამ და ამარანტიმ კადმიუმისა და თუთიის მიმართ კარგი ფიტორემედიაციული უნარი გამოავლინეს. მაგრამ მცენარეებში იმაზე მეტი სპილენძის აკუმულირება არ მოხდა, ვიდრე ნიადაგში იყო. ბიო-აქტივატორები ბიორაგი და დეპოზიტი გამოყენებული იქნა შაქრის ჭარხლის შემთხვევაში. ივლისის თვეში საკონტროლო მცენარესთან შედარებით ბიორაგიანმა და დეპოზიტიანმა მცენარეებმა დიდი სხვაობა ვერ აჩვენა.

ცხრილი 25. სოფ. ბალიჭიდან 2013 წლის ივლისის თვეში აღებული მცენარეების ნიმუშებში კადმიუმის შემცველობა. ¹შ.ჭ. - შაქრის ჭარხალი.

Cd 28/07/2013	ბალიჭი საკონტროლო შ.ჭ.	ბალიჭი ბიორაგიანი შ.ჭ.	ბალიჭი დეპოზიტი- ტიანი შ.ჭ.		ნაცარ- ქათამა	ამარანტი (ჯიჯლაყა)
ფოთოლი	1.13	1.51	0.97	ფოთოლი	3.05	2.27
ღერო	1.401	1.178	0.548	ღერო	0.73	0.78
ძირხვენა	2.58	0.496	0.248	ფესვი	2.4	0.835
ქერქი	1.31	1.133	1.567	ჯამი	6.18	3.885
ჯამი	6.421	4.317	3.333			

ცხრილი 26. სოფ. ბალიჭიდან 2013 წლის ივლისის თვეში აღებული მცენარეების ნიმუშებში სპილენძის შემცველობა. ¹შ.ჭ. - შაქრის ჭარხალი.

Cu 28/07/2013	ბალიჭი საკონტროლო შ.ჭ.	ბალიჭი ბიორაგიანი შ.ჭ.	ბალიჭი დეპოზიტიანი შ.ჭ.		ნაცარქათამა	ამარანტი
ფოთოლი	30.1	30.58	32.83	ფოთოლი	16.11	28.636
ღერო	21.612	9.43	11.51	ღერო	12.535	15.78
ძირხვენა	10.967	10.62	6.79	ფესვი	40.67	12.53
ქერქი	30.567	23.786	30.749	ჯამი	69.315	56.946
ჯამი	93.246	74.416	81.879			

ცხრილი 27. სოფ. ბალიჭიდან 2013 წლის ივლისის თვეში აღებული მცენარეების ნიმუშებში თუთიის შემცველობა. ¹შ.ჭ. - შაქრის ჭარხალი.

Zn 28/07/2013	ბალიჭი საკონტროლო შ.ჭ.	ბალიჭი ბიორაგიანი შ.ჭ.	ბალიჭი დეპოზიტიანი შ.ჭ.		ნაცარ- ქათამა	ამარანტი

ფოთოლი	52.72	57.223	17.15	ფოთოლი	41.66	44.18
ღერო	22.66	14.77	17.14	ღერო	18.42	25.18
ძირხვენა	34.8	13.99	8.3	ფესვი	27.82	29.66
ქერქი	36.245	27.83	27.26	ჯამი	87.9	99.02
ჯამი	146.425	113.813	69.85			

ცხრილი 28. სოფ. ბალიჭიდან 2013 წლის ივლისის თვეში აღებული მცენარეების ნიმუშებში კადმიუმის, სპილენძისა და თუთიის TF და AC მონაცემები. ¹შ.ჭ. - შაქრის ჭარხალი.

	საკონტროლო შ.ჭ ¹ . ბალიჭი		ბიორაგიანი შ.ჭ. ბალიჭი		დეპოზიტური შ.ჭ. ბალიჭი		ნაცარქათამა, ბალიჭი		ამარანტი, ბალიჭი	
28/07/2013	TF	AC	TF	AC	TF	AC	TF	AC	TF	AC
Cd	0.65	5.24	1.65	3.52	0.84	2.72	1.58	5.04	3.65	3.17
Cu	1.25	0.97	1.16	0.77	1.18	0.85	0.70	0.72	3.54	0.59
Zn	1.06	1.92	1.72	1.49	0.96	0.91	2.16	1.15	2.34	1.30

სექტემბერში, შაქრის ჭარხალმა, როგორც სოფ. ბალიჭში, ასევე წულრულაშენში, სამივე ელემენტის მიმართ კარგი შედეგი დააფიქსირა (ცხრილები 29, 30, 31). სამივე ელემენტის შემთხვევაში, TF და AC მეტია 1-ზე. რაც შეეხება ამარანტის, მისი TF და AC კადმიუმის მიმართ საკმაოდ მაღალია, სპილენძის მიმართ 1-ზე მეტია, ხოლო თუთიის AC 1-ზე დაბალია.

ცხრილი 29. სოფ. ბალიჭიდან და წულრულაშენიდან სექტემბერში აღებული მცენარეების ნიმუშებში კადმიუმის შემცველობა.

Cd	ბალიჭი საკონტროლო შ.ჭ.	ბალიჭი დეპოზიტური შ.ჭ.	წულრულაშენი საკონტროლო შ.ჭ.	წულრულაშენი ამარანტი
ფოთოლი	2.71	2.336	2.127	ფოთოლი 3.278
ღერო	4.08	1.09	2.51	ღერო 2.93
ძირხვენა	2.04	0.67	1.35	ფესვი 1.23
ქერქი	2.777	2.05	1.017	ჯამი 7.438
ჯამი	11.607	6.146	7.004	

ცხრილი 30. სოფ. ბალიჭიდან და წულრულაშენიდან სექტემბერში აღებული მცენარეების ნიმუშებში სპილენძის შემცველობა.

Cu	ბალიჭი საკონტროლო შ.ჭ.	ბალიჭი დეპოზიტური შ.ჭ.	წულრულაშენი საკონტროლო შ.ჭ.	წულრულაშენი ამარანტი
ფოთოლი	111.24	100	42.71	ფოთოლი 58.81
ღერო	99.68	76.14	51.36	ღერო 10.81
ძირხვენა	31.95	20.61	6.84	ფესვი 40.43

ქერქი	115.27	75.34	27.61	ჯამი	110.05
ჯამი	358.14	272.09	128.52		

ცხრილი 31. სოფ. ბალიჭიდან და წულრულაშენიდან სექტემბერში აღებული მცენარეების ნიმუშებში თუთიის შემცველობა.

Zn 03/09/2013	ბალიჭი საკონტროლო შ.ჭ.	ბალიჭი დეპოზიტური შ.ჭ.	წულრულაშენი საკონტროლო შ.ჭ.	წულრულაშენი ამარანტი
ფოთოლი	99.61	82.24	38.6	ფოთოლი 33.4
ღერო	48.42	59.85	30.82	ღერო 9.95
ძირხვენა	18.176	18.35	8.678	ფესვი 14.35
ქერქი	77.43	48.17	21.51	ჯამი 57.7
ჯამი	243.636	208.61	99.608	

ცხრილი 32. სოფ. ბალიჭიდან და წულრულაშენიდან სექტემბერში აღებულ მცენარეების ნიმუშებში კადმიუმის, სპილენძისა და თუთიის TF და AC მონაცემები.

3/9/2013	საკონტროლო შ.ჭ. ბალიჭი		დეპოზიტური შ.ჭ. ბალიჭი		საკონტროლო შ.ჭ. წულრულაშენი		ამარანტი, წულრულაშენი	
	TF	AC	TF	AC	TF	AC	TF	AC
Cd	1.41	11.35	1.26	6.01	1.96	6.67	5.05	7.08
Cu	1.43	2.65	1.84	2.02	2.73	1.30	1.72	1.11
Zn	1.55	2.39	2.14	2.05	2.30	1.21	3.02	0.70

ოქტომბერში, სოფ. ბალიჭში გამოკვლეული იქნა შაქრის ჭარხალი და წითელი ჭარხალი (ცხრილები 33, 34, 35). უნდა აღინიშნოს, რომ როგორც საკონტროლო, ისე ბიორაგიანი და დეპოზიტური მცენარეების შემთხვევაში, ფოთოლში და ღეროში აკუმულირებული Cd, Cu და Zn აჭარბებს ქერქში და ბოლქვში აკუმულირებული ელემენტების რაოდენობას. აქედან გამომდინარე, TF ყველა შემთხვევაში 1-ზე მეტია, რაც იმას ნიშნავს, რომ მცენარეებმა კარგი ტრანსლოკაციის უნარი დააფიქსირეს. ბიორაგიანი მცენარის AC სამივე ელემენტისათვის 1-ზე მაღალია, ხოლო საკონტროლო და დეპოზიტური მცენარისათვის, AC სპილენძისა და თუთიის მიმართ ნაკლებია 1-ზე. დაბალია წითელი ჭარხლის AC სპილენძისათვის, რომელიც 0.7 უდრის.

ცხრილი 33. სოფ. ბალიჭიდან ოქტომბერში აღებულ მცენარეების ნიმუშებში კადმიუმის შემცველობა.

Cd 03/10/2013	ბალიჭი საკონტროლო შ.ჭ.	ბალიჭი ბიორაგიანი შ.ჭ.	ბალიჭი დეპო- ზიტური შ.ჭ.	ბალიჭი წითელი ჭარხალი
------------------	---------------------------	---------------------------	-----------------------------	--------------------------

ფოთოლი	3.44	9.87	2.456	2
ღერო	0	2.948	1.47	2.51
ძირხვენა	1	1.45	0.74	0.98
ქერქი	1	1.94	0.94	2.35
ჯამი	5.44	16.208	5.606	7.84

ცხრილი 34. სოფ. ბალიჭიდან ოქტომბერში აღებულ მცენარეების ნიმუშებში სპილენძის შემცველობა.

Cu 03/10/2013	ბალიჭი საკონტ- როლო შ.ჭ.	ბალიჭი ბიორაგიანი შ.ჭ.	ბალიჭი დეპო- ზიტინი შ.ჭ.	ბალიჭი წითელი ჭარხალი
ფოთოლი	76.51	69.95	42.68	23.1
ღერო	0	46.69	24.55	23.05
ძირხვენა	10	15.02	6.673	14.87
ქერქი	10.35	25.21	16.29	30.16
ჯამი	96.86	156.87	90.193	91.18

ცხრილი 35. სოფ. ბალიჭიდან ოქტომბერში აღებულ მცენარეების ნიმუშებში თუთიის შემცველობა.

Zn 03/10/2013	ბალიჭი საკონტ- როლო შ.ჭ.	ბალიჭი ბიორაგიანი შ.ჭ.	ბალიჭი დეპო- ზიტინი შ.ჭ.	ბალიჭი წითელი ჭარხალი
ფოთოლი	59.43	61.8	24.74	19.799
ღერო	-	27.948	21.8	20
ძირხვენა	13.43	13.45	6.49	25.094
ქერქი	13.43	26.39	14.82	47.6
ჯამი	86.29	129.588	67.85	112.493

ცხრილი 36. სოფ. ბალიჭიდან ოქტომბერში აღებულ მცენარეების ნიმუშებში კადმიუმის, სპილენძისა და თუთიის TF და AC მონაცემები.

	საკონტროლო შ.ჭ. ბალიჭი		ბიორაგიანი შ.ჭ. ბალიჭი		დეპოზიტინი შ.ჭ. ბალიჭი		წითელი ჭარხალი, ბალიჭი	
	TF	AC	TF	AC	TF	AC	TF	AC
Cd	1.72	2.72	3.78	8.10	2.34	2.80	1.35	3.92
Cu	3.76	0.72	2.90	1.16	2.93	0.67	1.02	0.68
Zn	2.21	0.85	2.25	1.27	2.18	0.67	0.55	1.10

დინამიურ კვლევას თუ გულდასმით დავაკვირდებით, თვალსაჩინოა, რომ ივლისისა და ოქტომბრის თვეებთან შედარებით, მცენარეებმა ფიტორემედიაციის უფრო კარგი შედეგი დააფიქსირეს სექტემბრის თვეში. აღნიშნული ფაქტი შეიძლება იმით აიხსნას, რომ სექტემბერში, მცენარის სიცოცხლის გახანგრძლივებასთან ერთად, იზრდება მის მიერ ნიადაგიდან აკუმულირებული ელემენტების რაოდენობაც. რაც

შეეხება ოქტომბერს, მცენარე ამ დროს ნაკლებად აქტიურია, იგი თანდათანობით ხმობას იწყებს და ნიადაგიდან საკვები ელემენტების ათვისება აღარ შეუძლია. ნიადაგში არსებული ბაქტერიები იწყებენ მცენარის ქსოვილებისა და უჯრედების დაშლას, საბოლოოდ კი მცენარის მიერ აკუმულირებული ელემენტები და საკვები ნივთიერებები თანდათანობით ისევ ნიადაგს უბრუნდება (Whitmore, *et al.*, 1997). ბიორაგიან შაქრის ჭარხალს რაც შეეხება, მის მიერ აკუმულირებული ელემენტების ჯამური რაოდენობა ივლისისა და სექტემბრის თვეებში, ნაკლებია საკონტროლო შაქრის ჭარხალთან შედარებით, ხოლო ოქტომბრის თვეში – პირიქით, ბიორაგიან მცენარეში უფრო მეტია ელემენტების რაოდენობა, ვიდრე საკონტროლო შაქრის ჭარხალში. კვლევის განმავლობაში მცენარეებზე დაკვირვებისას, აღმოჩნდა, რომ საკონტროლო მცენარესთან შედარებით, ბიორაგიანი მცენარის სიცოცხლე დაახლოებით 15-20 დღით გახანგრძლივდა. აქედან გამომდინარე, უნდა აღინიშნოს, რომ ბიორაგი მცენარეს არა მარტო სტრესული ფაქტორების მიმართ (სიცივე ან სიციხე) ხდის უფრო მეტად გამძლეს, არამედ მის სიცოცხლისუნარიანობასაც ახანგრძლივებს. შესაბამისად, მცენარე უფრო გვიან იფიტება/იცლება ელემენტებისაგან.

2015 წელს ჩატარებული ფიტორემედიაციული ექსპერიმენტის შედეგი. 2015 წელს სოფელ ბალიჭში მოწყობილი სამეურნეო ექსპერიმენტის შედეგად (ნახ. 25), უფრო უკეთ იქნა გამოკვლეული მცენარე შაქრის ჭარხლის ფიტორემედიაციული თვისებები. ცხრილ 37-ში მოცემულია შაქრის ჭარხალში გამოკვლეული ელემენტების რაოდენობა.



ნახ. 25. ფიტორემედიაციული ექსპერიმენტი, სოფ. ბალიჭი, 2015 წ.

2015 წელს, სოფელ ბალიჭში საექსპერიმენტო ტერიტორიაზე შესწავლილ ნიადაგებში, ელემენტების შემცველობა დაბალი იყო, შესაბამისად შაქრის ჭარხლის მიერ აკუმულირებული ელემენტების რაოდენობაც დაბალია. მცენარის მიერ აკუმულირებულმა კადმიუმის რაოდენობამ (საშუალოდ 0.6 მგ/კგ), ვერც ერთ შემთხვევაში, ვერ გადააჭარბა ნიადაგში არსებულ კადმიუმის კონცენტრაციას (1.5 მგ/კგ). ნიადაგებში Zn-ის შემცველობა 32 მგ/კგ დაფიქსირდა. როგორც საკონტროლო, ისე ბიორაგიანი და ლინგოკჰუმატიანი შაქრის ჭარხალის მიერ აკუმულირებული Zn, ყველა გამოკვლეულ შემთხვევაში, მეტია ნიადაგში არსებულ თუთიის რაოდენობაზე. ყველაზე მეტი კი ივნისის თვეში საკონტროლო შაქრის ჭარხალმა (110 მგ/კგ), ხოლო ივლისის თვეში ბიორაგიანმა შაქრის ჭარხალმა დაიგროვეს (112 მგ/კგ). შაქრის ჭარხალმა Cu, ყველა შემთხვევაში, თითქმის 2-ჯერ მეტი დაიგროვა, ვიდრე ნიადაგებში იყო მისი შემცველობა (14.3), მაქსიმალური კი აგვისტოს თვეში ნაცრიან შაქრის ჭარხალში დაფიქსირდა (46.6 მგ/კგ).

ცხრილი 37. 2015 წელს გამოკვლეული ქიმიური ელემენტების შემცველობა შაქრის ჭარხალში (ცხრილში მოცემულია მცენარის ნაწილების საერთო ჯამური რაოდენობა). ¹შ.ჭ. – შაქრის ჭარხალი, ²საკ. – საკონტროლო, ³ბიო. – ბიორაგანი, ⁴ლინ. – ლინგოკუმპტიანი, ⁵ნაც. – ნაცრიანი, ⁶ნაკ. – ნაკელიანი. ⁷ჯამი – ყველა ელემენტის საერთო ჯამი მცენარეში.

	25.06.2015				21.07.2017				21.08.2015				
	შ.ჭ. ¹ საკ. ²	შ.ჭ. ბიო. ³	შ.ჭ. ლინ. ⁴	შ.ჭ. საკ.	შ.ჭ. ბიო.	შ.ჭ. ლინ.1	შ.ჭ. ლინ.2	შ.ჭ. საკ.	შ.ჭ. ბიო.	შ.ჭ. ლინ.1	შ.ჭ. ლინ.2	შ.ჭ. ნაც. ⁵	შ.ჭ. ნაკ. ⁶
Ti	56.67	67.75	73.89	46.34	53.34	38.39	32.29	126.68	65.47	55.13	48.15	48.66	36.66
V	1.47	2.70	5.37	1.60	1.21	0.98	1.50	12.96	4.59	4.23	4.77	2.68	1.40
Cr	5.23	5.23	8.39	4.06	4.72	3.89	3.23	15.89	7.99	7.92	7.33	4.94	3.69
Co	0.53	0.78	1.31	0.49	0.60	0.46	0.44	2.31	1.09	1.20	1.30	0.75	0.40
Ni	8.13	6.29	10.92	5.88	6.64	8.73	7.86	16.53	9.77	9.22	8.36	9.48	7.50
Cu	25.60	26.59	31.97	24.00	22.89	30.24	34.97	36.25	39.44	35.14	41.60	46.64	35.42
Zn	110.30	80.51	64.76	87.64	112.50	47.96	47.41	81.02	59.62	70.14	71.94	51.07	47.83
As	0.48	0.56	1.11	0.45	0.27	0.28	0.28	2.46	0.85	0.80	0.82	0.40	-
Rb	28.38	36.58	28.35	32.31	52.27	18.72	18.67	50.38	43.01	56.97	55.76	23.50	53.36
Sr	89.74	86.88	83.88	91.42	116.22	117.23	114.24	85.35	208.36	140.23	139.05	196.56	239.58
Mo	9.14	6.43	6.26	11.35	8.75	6.15	6.05	4.43	3.81	9.61	9.37	2.99	4.58
Cd	0.62	0.50	0.60	0.44	0.39	0.42	0.42	0.39	0.38	0.41	0.41	0.57	0.96
Cs	0.06	0.09	0.15	0.07	0.07	0.05	0.05	0.44	0.19	0.19	0.20	0.09	0.08
Ba	486.82	150.91	151.55	384.21	110.95	177.40	174.88	222.05	136.22	220.53	212.19	201.02	220.84
Pt	0.08	0.16	0.07	0.06	0.03	0.00	0.01	0.02	0.04	0.03	0.04	0.01	0.00
Au	0.23	0.11	0.07	1.18	0.11	0.11	0.13	0.07	0.06	0.05	0.06	0.03	0.04
Pb	0.73	0.97	1.83	0.83	0.79	0.99	-	2.82	1.71	1.66	-	-	-
Th	0.14	0.18	0.14	0.09	0.10	0.10	-	0.38	0.22	0.04	-	-	-
ჯამი ⁷	824.4	473.2	470.6	692.4	491.9	452.1	441.8	660.4	582.8	613.5	600.5	588.6	651.7

2015 წელს გამოკვლეული ელემენტებიდან, ნიადაგებში ბარიუმის კონცენტრაცია, სხვა ელემენტებთან შედარებით, ყველაზე მაღალი იყო (366 მგ/კგ), მხოლოდ ივნისი-ივლისის თვეებში აღებულ საკონტროლო შაქრის ჭარხალში აკუმულირდა იმაზე მეტი Ba, ვიდრე მისი შემცველობა იყო ნიადაგში, მაქსიმალური კი ივნისის თვეში აღებულ შაქრის ჭარხალში დაფიქსირდა (487მგ/კგ).

ერთიდაიგივე ელემენტი, შაქრის ჭარხლის სხვადასხვა ნიმუშში, სხვადასხვა რაოდენობითაა წარმოდგენილი. აღნიშნულის გამომწვევი მიზეზი ბევრია, მაგალითად, ნიმუშის აღების სხვადასხვა პერიოდი, სხვადასხვა ბიოაქტივატორის გამოყენება, მცენარის თესლის გენი (უმეტეს შემთხვევაში დიდი ზომის მცენარიდან აღებული თესლის გენი უფრო კარგია), ნიადაგში ბაქტერიების არსებობაზე და სხვა.

არსებობს ჰიპოთეზა, რომ რაც უფრო დიდია მცენარის მასა, მით უფრო მეტია მის მიერ ათვისებული ელემენტების რაოდენობაც. თუმცა, 2015 წელს ჩატარებული ექსპერიმენტის შედეგად, აღნიშნული ჰიპოთეზა ვერ დადასტურდა. ცხრილ 37-ზე მოცემულია შაქრის ჭარხლის ნიმუშების წონა გრამებში. ყველაზე მცირე წონა ივნისის თვეში აღებულ საკონტროლო შაქრის ჭარხალს ჰქონდა (1.8 გრამი), ყველაზე დიდი მასის მქონე კი აგვისტოს თვეში აღებული შაქრის ჭარხალი იყო (3.05 გრამი). თუ ზემოთ მოცემული ჰიპოთეზა ჭეშმარიტია, გამოდის, რომ ელემენტები ყველაზე დიდი რაოდენობით იმ მცენარეში უნდა იყვნენ წარმოდგენილნი, რომლის მასაც ყველაზე დიდია. თუმცა შედეგებმა ცხადჰყო, რომ ელემენტების ჯამური რაოდენობა ყველაზე მეტი (ცხრილი 37) იმ მცენარის ნიმუშში აღმოჩნდა, რომლის მასაც ყველაზე მცირეა (ცხრილი 38).

ცხრილი 38. გამომშრალი და დაფუჭილი შაქრის ჭარხლის ნიმუშების წონა გრამებში.

25/06/2015		21/07/2015		21/08/2015	
საკონტროლო შ.ჭ.	1.8	საკონტროლო შ.ჭ.	2.8	საკონტროლო შ.ჭ.	3.05
ბიორაგიანი შ.ჭ.	2.6	ბიორაგიანი შ.ჭ.	2.4	ბიორაგიანი შ.ჭ.	2.6
ლინგოჰუმეტიანი შ.ჭ.	2.4	ლინგოჰუმეტიანი შ.ჭ.1	2.3	ლინგოჰუმეტიანი შ.ჭ.1	2.6
				ნაცრიანი შ.ჭ.	2.1
				ნაკელიანი შ.ჭ.	1.9

ცხრილი 39. ნიადაგებში ელემენტების საშუალო შემცველობა. სოფ. ბალიჭი, 2015 წელი.

Ti	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Rb
197.52	36.68	26.07	7.34	25.88	14.28	32.07	6.92	24.32
Sr	Mo	Cd	Cs	Ba	Pt	Au	Pb	Th
155.74	0.41	1.50	1.37	366.00	0.08	0.04	15.00	3.06

შაქრის ჭარხალში გამოთვლილი იქნა აკუმულაციის კოეფიციენტი (AC) და ტრანსლოკაციის ფაქტორი (TF). ივნისის თვეში აღებულ ნიმუშებზე დაყრდნობით, შაქრის ჭარხალს აკუმულაციისა და ტრანსლოკაციის კარგი უნარი აღმოაჩნდა სპილენძის, თუთიის, რუბიდიუმისა და მოლიბდენისათვის. სპილენძის ყველაზე კარგი აკუმულაციის უნარი ლინგოკუმატიან შაქრის ჭარხალმა აჩვენა (2.24), თუმცა მისი ტრანსლოკაციის უნარი დაბალია (0.7). მხოლოდ ბიორაგიან შაქრის ჭარხალში დაფიქსირდა AC და TF სპილენძისათვის >1. თუთიის ყველაზე კარგი აკუმულაციის უნარი (3.44) და ტრანსლოკაციის ფაქტორი (1.09) აღმოაჩნდა საკონტროლო შაქრის ჭარხალს. საკონტროლო შაქრის ჭარხალში მოლიბდენის (Mo) აკუმულაციის კოეფიციენტი 22-ს უდრის, რაც ძალიან კარგი შედეგია (ცხრილი 40).

ცხრილი 40. შაქრის ჭარხალში AC და TF რაოდენობა. 25 ივნისი, 2015 წელი.

25.06.2015						
	AC	TF	AC	TF	AC	TF
	შაქრის ჭარხალი საკონტროლო		შაქრის ჭარხალი ბიორაგიანი		შაქრის ჭარხალი ლინგოკუმატიანი	
Ti	0.29	0.86	0.34	0.94	0.37	0.59
V	0.04	0.50	0.07	0.69	0.15	0.15
Cr	0.20	0.62	0.20	0.93	0.32	0.43
Co	0.07	0.72	0.11	0.88	0.18	0.34
Ni	0.31	1.40	0.24	0.80	0.42	0.45
Cu	1.79	0.99	1.86	1.02	2.24	0.73
Zn	3.44	1.09	2.51	0.85	2.02	0.82
As	0.07	0.65	0.08	0.74	0.16	0.21
Rb	1.17	2.30	1.50	3.15	1.17	2.12
Sr	0.58	1.72	0.56	1.56	0.54	1.41
Mo	22.02	7.75	15.49	9.76	15.09	7.59
Cd	0.41	1.91	0.33	1.94	0.40	1.95
Cs	0.04	0.91	0.07	0.99	0.11	0.24
Ba	1.33	1.10	0.41	1.41	0.41	1.14
Pt	1.02	0.20	1.89	3.71	0.82	0.08
Au	6.10	3.34	2.88	3.64	1.73	0.69
Pb	0.05	1.30	0.06	1.43	0.12	0.63
Th	0.04	0.54	0.06	1.07	0.05	0.46

ივლისის თვეში აღებული მცენარის ნიმუშებს აკუმულაციისა და ტრანსლოკაციის კარგი უნარი აღმოაჩნდათ სპილენძის, თუთიის, რუბიდიუმისა და მოლიბდენისათვის. ზოგ შემთხვევაში კი ბარიუმისთვის. თუმცა, საკონტროლო შაქრის ჭარხალში სპილენძისა და თუთიის $TF < 1$. სპილენძისათვის კარგი შედეგი აჩვენა ლინგოჰუმატანი შაქრის ჭარხალმა, თუთიისათვის კი ბიორაგიანი (ცხრილი 41).

ცხრილი 41. შაქრის ჭარხალში AC და TF რაოდენობა, 2015 წელი.

21.07.2015								
	AC	TF	AC	TF	AC	TF	AC	TF
	შაქრის ჭარხალი საკონტროლო		შაქრის ჭარხალი ბიორაგიანი		შაქრის ჭარხალი ლინგოჰუმატანი 1		შაქრის ჭარხალი ლინგოჰუმატანი 2	
Ti	0.23	0.64	0.27	0.76	0.19	0.92	0.16	0.88
V	0.04	0.35	0.03	0.42	0.03	0.35	0.04	0.49
Cr	0.16	0.66	0.18	0.74	0.15	0.99	0.12	0.95
Co	0.07	0.70	0.08	0.92	0.06	0.72	0.06	0.66
Ni	0.23	0.49	0.26	0.66	0.34	0.62	0.30	0.57
Cu	1.68	0.70	1.60	0.86	2.12	1.15	2.45	1.17
Zn	2.73	0.76	3.51	1.33	1.50	1.75	1.48	1.78
As	0.07	0.84	0.04	0.31	0.04	0.49	0.04	0.45
Rb	1.33	2.98	2.15	2.99	0.77	3.35	0.77	3.41
Sr	0.59	1.64	0.75	1.82	0.75	1.31	0.73	1.32
Mo	27.36	12.93	21.10	8.31	14.81	12.59	14.57	12.83
Cd	0.29	2.12	0.26	2.06	0.28	2.60	0.28	2.68
Cs	0.05	0.81	0.05	1.21	0.04	0.87	0.04	0.91
Ba	1.05	1.09	0.30	1.98	0.48	1.14	0.48	1.18
Pt	0.70	0.79	0.41	1.93	-	-	0.16	1.42
Au	30.83	8.58	2.97	0.52	2.84	0.46	3.29	0.47
Pb	0.06	1.19	0.05	1.52	0.07	1.11	-0.03	1.11
Th	0.03	0.48	0.03	0.57	0.03	0.52	-0.02	0.52

აგვისტოში აღებულ ნიმუშებშიც ანალოგიურად, მცენარე შაქრის ჭარხალს AC და TF-ის კარგი უნარი აღმოაჩნდა სპილენძის, თუთიის, რუბიდიუმისა და მოლიბდენისათვის. საკონტროლო, ბიორაგიანი, ლინგოჰუმატანი და ნაცრიანი შაქრის ჭარხალში TF თითქმის ყველა ელემენტისათვის 1-ს აჭარბებს, რაც წინა თვეებში აღებულ ნიმუშებში არ დაფიქსირებულა (ცხრ.42). თუ ივნის-ივლისში მცენარის ბოლქვში/ქერქში ელემენტების რაოდენობა მეტი იყო, ვიდრე მიწისზედა ნაწილებში (ღერო-ფოთლები), აგვისტოში გამოკვლეულ მცენარის ბოლქვში/ქერქში მათი შემცველობა უფრო ნაკლებია, ვიდრე ღერო-ფოთლებში. თუ ივნის-ივლის-აგვისტოს თვეებში მცენარეში აკუმულირებულ ელემენტების რაოდენობას ერთმანეთს შევადარებთ, აგვისტოში შაქრის ჭარხალში მეტია ელემენტების რაოდენობა, ვიდრე დანარჩენ თვეებში აღებულ ნიმუშებში. კიდევ უფრო განმტკიცდა ჰიპოთეზა, რომ მცენარის სიცოცხლის ხანგრძლივობის ზრდასთან ერთად იზრდება მის მიერ ათვისებული ელემენტების რაოდენობაც.

ცხრილი 42. შაქრის ჭარხალში AC და TF რაოდენობა. 21 აგვისტო, 2015 წელი. ¹ლინგჰმატ=ლინგოჰუმატიანი.

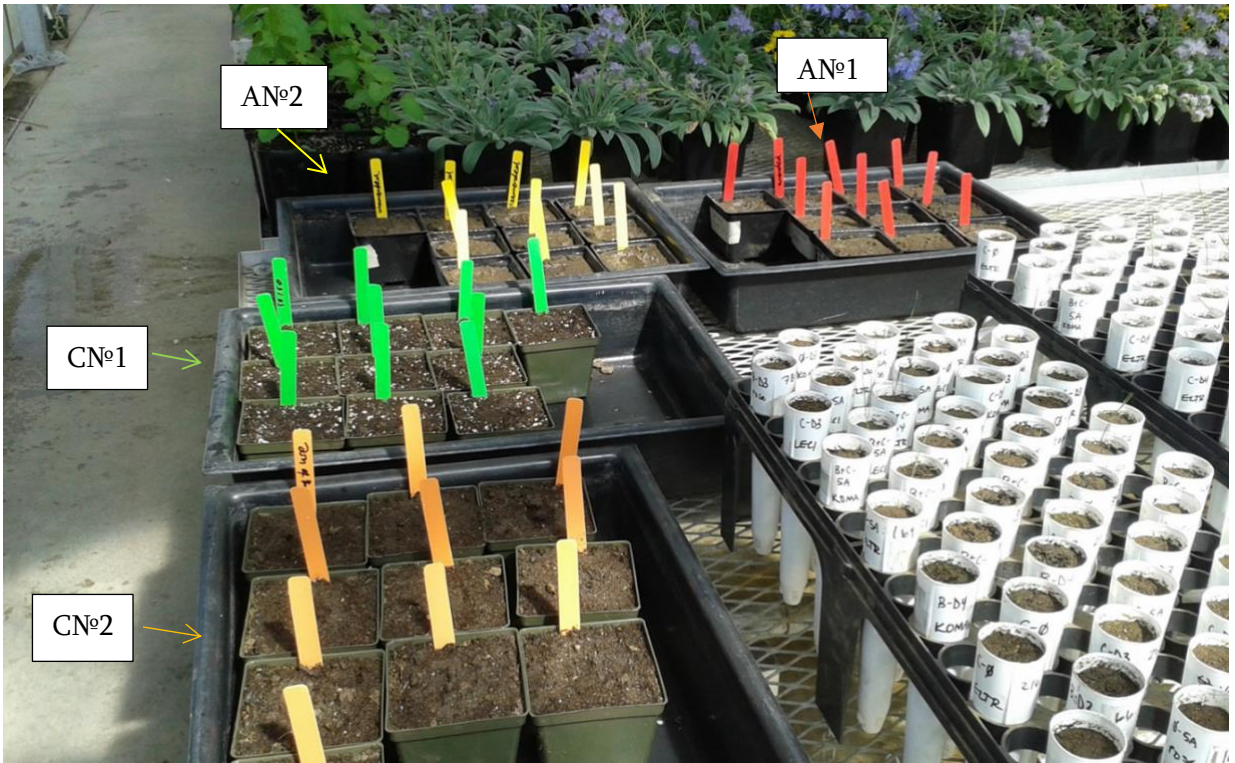
21.08.2015												
	AC	TF	AC	TF	AC	TF	AC	TF	AC	TF	AC	TF
	საკონტროლო		ბიორაგანი		ლინგჰმატ ¹		ლინგჰმატ 2		ნაცრიანი		ნაკელიანი	
Ti	0.64	3.21	0.33	1.60	0.28	1.12	0.24	1.14	0.25	1.34	0.19	0.76
V	0.35	5.31	0.13	1.40	0.12	1.30	0.13	1.26	0.07	2.43	0.04	0.29
Cr	0.61	3.29	0.31	1.58	0.30	1.42	0.28	1.39	0.19	1.48	0.14	0.50
Co	0.32	4.55	0.15	1.66	0.16	1.51	0.18	1.50	0.10	2.13	0.06	0.31
Ni	0.64	3.94	0.38	1.51	0.36	1.32	0.32	1.28	0.37	0.78	0.29	0.90
Cu	2.54	1.97	2.76	1.35	2.46	1.22	2.91	1.21	3.27	0.97	2.48	0.85
Zn	2.53	1.12	1.86	0.93	2.19	1.19	2.24	1.20	1.59	1.22	1.49	0.66
As	0.36	4.73	0.12	1.32	0.12	1.24	0.12	1.25	0.06	2.62	-	-
Rb	2.07	4.12	1.77	2.72	2.34	2.61	2.29	2.51	0.97	2.40	2.19	0.96
Sr	0.55	1.91	1.34	1.77	0.90	1.41	0.89	1.44	1.26	2.43	1.54	1.72
Mo	10.67	8.35	9.18	6.86	23.15	9.27	22.58	9.31	7.20	8.78	11.04	0.49
Cd	0.26	1.96	0.25	2.15	0.27	1.93	0.27	1.95	0.38	2.12	0.64	2.34
Cs	0.32	5.33	0.14	2.06	0.14	1.95	0.14	1.98	0.07	2.70	0.06	0.41
Ba	0.61	2.01	0.37	1.43	0.60	1.78	0.58	1.84	0.55	2.87	0.60	1.04
Pt	0.27	0.92	0.47	0.03	0.38	1.82	0.55	1.58	0.07	0.15	0.01	-
Au	1.90	1.41	1.66	1.09	1.37	1.43	1.51	1.36	0.77	0.80	1.01	0.67
Pb	0.19	4.91	0.11	2.53	0.11	1.83	-	1.86	-	-	-	-
Th	0.12	4.40	0.07	2.07	0.01	1.50	-	1.38	-	-	-	-

კვლევაში ბიოაქტივატორების ბიორაგის, ლინგოჰუმატის, ნაცრისა და ნაკელის გამოყენებამ კონკრეტული კანონზომიერება ვერ გვიჩვენა. ისინი გამოყენებული იქნა იმ მიზნით, რომ დაგვედგინა თუ რამდენად მოახდენდნენ აღნიშნული აქტივატორები მცენარის აქტივაციას ნიადაგიდან უფრო მეტი ელემენტისა და ნივთიერებების აკუმულირებისათვის. თუმცა საკონტროლო მცენარეებთან შედარებით, ვერც ერთმა ბიოაქტივატორიანმა მცენარემ ვერ გამოავლინა დიდი სხვაობა, პირიქით, ზოგიერთ შემთხვევაში საკონტროლო მცენარეების მიერ აკუმულირებული ელემენტები უფრო მეტია, ვიდრე ბიოაქტივატორიან მცენარეებში. ამის ერთ-ერთი მიზეზი ის გახლავთ, რომ ბიოაქტივატორიან მცენარეში იზღუდება ზოგიერთი მძიმე ელემენტის აკუმულირება (მაგ. Cu, Zn, Cd), საკვები ელემენტების (Mg, P, K, Fe, Ca) ათვისების გაზრდის ხარჯზე (Wiszniewska, *et al.*, 2015).

ფიტორემედიაციული კვლევის შედეგებმა აჩვენა, რომ ისეთი მცენარეები როგორებიცაა შაქრის ჭარხალი, წითელი ჭარხალი, ამარანტი და ნაცარქათამა, შესაძლოა გამოყენებული იქნას ფიტორემედიაციული მიზნებისათვის ნიადაგების ზოგიერთი მძიმე მეტალისაგან გასაწმენდად. დადგინდა, რომ მცენარეები ისეთ მძიმე ლითონებს, როგორებიცაა Cd, Cu, Zn, ყველაზე დიდი რაოდენობით სექტემბრის თვეში იგროვებენ, ვიდრე სხვა (ივნისი, ივლისი, აგვისტო, ოქტომბერი) პერიოდში. მიზეზი ისაა, რომ, რაც უფრო ხანგრძლივდება მცენარის სიცოცხლე, მით უფრო დიდი რაოდენობით ელემენტების აკუმულირება შეუძლია მას. ოქტომბერში ელემენტების კლება იმით აიხსნება, რომ მცენარის ხმოზა/გამოფიტვასთან ერთად, იგი ვეღარ ითვისებს საკვებ ნივთიერებებს ნიადაგიდან. პირიქით, თანდათან იცლება/იფიტება ელემენტებისგან. მცენარეების სხვადასხვა ცალკეულ ნაწილებზე დაკვირვებისას გამოჩნდა, რომ ისეთი მცენარის შემთხვევაში, როგორიცაა ჭარხალი ელემენტების დაგროვება უმეტესწილად მცენარის ძირხვენის ქერქში ხდება, ვიდრე სხვა ნაწილებში. დადგინდა, რომ მცენარის მასა არ ახდენს გავლენას მის მიერ ელემენტების ათვისების რაოდენობაზე. ამასთან, გამოყენებული ბიოაქტივატორების გამოყენება, მცენარის ფიტორემედიაციული უნარების გაზრდის მიზნით, არ არის მიზანშეწონილი, რამდენადაც, ზოგიერთ შემთხვევაში, ისინი პირიქით, ზღუდავენ მცენარის მიერ მძიმე ლითონების აკუმულირებას, საკვები ელემენტების გაზრდის ხარჯზე. ბიოაქტივატორების უპირატესობა იმაში გამოიხატა, რომ მცენარის სიცოცხლის ხანგრძლივობა

და ამასთან, მასში ელემენტების (საკვები ელემენტები) ხანგრძლივად შეკავების უნარი გაიზარდა. კერძოდ თუ საკონტროლო მცენარემ სექტემბრის შუა რიცხვებიდან უკვე ხმობა დაიწყო და ნელ-ნელა გამოიფიტა ელემენტებისაგან, ბიოაქტივატორიანი მცენარის შემთხვევაში, მცენარის სიცოცხლე და მასში ელემენტების შეკავების უნარი დაახლოებით ორი კვირით გახანგრძლივდა. მიზეზი ის გახლავთ, რომ ბიოაქტივატორიანი მცენარე ისეთი სტრესული ფაქტორების მიმართ როგორცაა გვალვა, უწყლობა, უფრო გამძლეა, საკონტროლო მცენარესთან შედარებით.

აშშ-ში ჩატარებული ფიტორემედიაციული ექსპერიმენტის შედეგი. 2016 წელს მონატანას სახელმწიფო უნივერსიტეტში ჩატარდა ექსპერიმენტი, სადაც გამოყენებული იქნა ანაკონდას კარიერის ნიადაგი (ექსპერიმენტი ჩატარდა უნივერსიტეტის სასათბურე შენობაში). წინასწარ შერჩეული 40 ქოთანი გაივსო ნიადაგით (ნახ. 26, 27, 28). აქედან, 20 ქოთანი ანაკონდას კარიერის ნიადაგით(ელემენტების შემცველობები იხ. ცხ 8), აქედან 10 ქოთანს დაემატა სასუქი (AN¹), 10 ქოთანი კი დაბინძურებული უსასუქო ნიადაგით გაივსო (AN²). დარჩენილი 20 ქოთანი სუფთა, ნაყოფიერი ნიადაგით გაივსო, რომელთაგან 10-ს დამატებული ჰქონდა სასუქი (CN¹), ხოლო დარჩენილ 10 ქოთანში იყო სუფთა ნაყოფიერი, უსასუქო ნიადაგი (CN²). ქოთნებში დაითესა მცენარე ამრანტი. ექსპერიმენტი არც ისე კარგად წარიმართა, 10 დაბინძურებულ, უსასუქო ნიადაგიან ქოთანში ამრანტი საერთოდ არ ამოვიდა, 10 დაბინძურებულ, სასუქიან ნიადაგში ამოვიდა 4 დღეში, მაგრამ ზრდა შეჩერდა მალევე და აღარ გაგრძელებულა, მცენარე თანდათან შემოჭკნდა. 10 ქოთანში, სუფთა და ნაყოფიერ ნიადაგზე მცენარე 4 დღეში ამოვიდა და 3 კვირაში 8-10 სმ-მდე გაიზარდა, დანარჩენ 10 სუფთა, ნაყოფიერ ნიადაგში, რომელსაც კომპოსტი ქონდა დამატებული, მცენარე 4 დღეში ამოვიდა, 3 კვირაში 12-14 სმ-მდე გაიზარდა. მე-4 კვირას ნაყოფიერი ნიადაგიდან ამრანტი გადავრგეთ დაბინძურებულ ნიადაგში, თუმცა მას ფოთლები გაუყვითლდა, ზრდა შეაჩერა და ჩამოხშა. ექსპერიმენტმა გვაჩვენა, რომ მიუხედავად იმისა, რომ მცენარე ამრანტი კარგი ფიტორემედიაციული თვისებებით ხასიათდება, იგი ნაკლებად გამოსადეგია ისეთ ნიადაგთან, სადაც მძიმე მეტალებით დაბინძურება ზედმეზად მაღალია. მცენარე ამრანტის გამოყენება შესაძლებელია სასოფლო სამეურნეო ნიადაგების, მაგრამ არა კარიერის სარეკულტივაციო ტერიტორიის ნიადაგების ფიტორემედიაციისათვის (ნახ. 26, 27, 28).



ნახ. 26. ექსპერიმენტი მონტანას სახ. უნივერსიტეტში, 01.08.2016.

AN#1 (წითელი) – დაბინძურებული ნიადაგი სასუქით, AN#2 (ყვითელი) – დაბინძურებული ნიადაგი, უსასუქო, CN#1 (მწვანე) – სუფთა ნიადაგი სასუქით, CN#2 (ნარინჯისფერი) – სუფთა ნიადაგი, უსასუქო.



ნახ. 27. ექსპერიმენტი მონტანას სახ. უნივერსიტეტში, 10.08.2016.

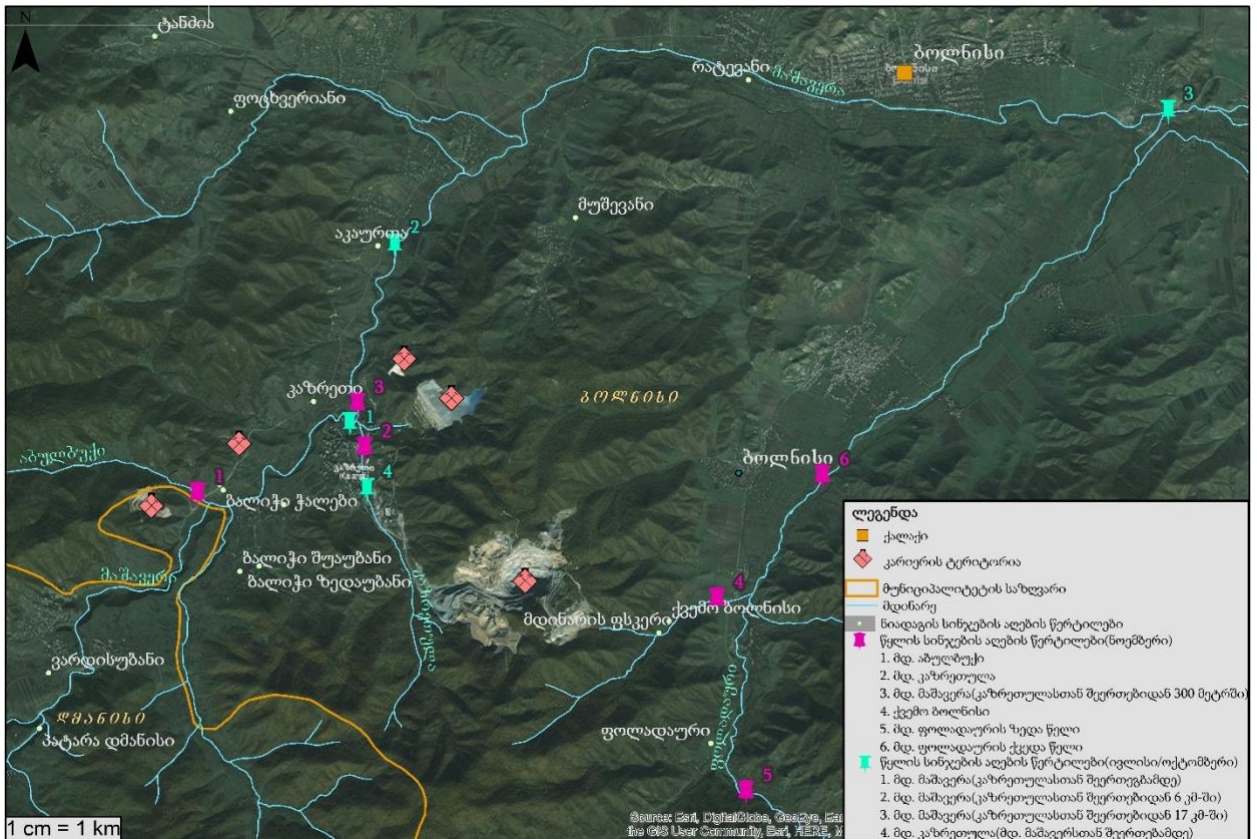
წითელი – დაბინძურებული ნიადაგი სასუქით; ყვითელი – დაბინძურებული ნიადაგი, უსასუქო; მწვანე – სუფთა ნიადაგი სასუქით; ნარინჯისფერი – სუფთა ნიადაგი, უსასუქო.



ნახ. 28. ექსპერიმენტი მონტანას სახ. უნივერსიტეტში, 18.08.2016.

5.3. მდინარის წყლის კვლევის შედეგები

2017 წლის ივლისისა და ოქტომბრის თვეებში, მდინარე კაზრეთულასა და მამავერას წყლებში გამოკვლეული ელემენტების – Cu, Zn, Mn, Fe, Cd, Ni, Co და Pb-ის შემცველობები მოცემულია ცხრილებში 43 და 44. ნოემბერში გამოკვლეული Pb და Cd-ის შედეგები კი 45-ე ცხრილში. ქვემოთ მოცემული რუკა ასახავს წყლის სინჯების აღების წერტილებს (ნახ. 29).



ნახ. 29. წყლის სინჯების აღების წერტილები.

მდ. მამავერაში, მდ. კაზრეთულას შერთობამდე, ყველა შესწავლილი ელემენტი ნორმის ფარგლებში იყო როგორც ივლისის, ისე ოქტომბრის თვეში. მდ. კაზრეთულაში (სინჯი აღებული იქნა საწარმოს ტერიტორიის გავლის შემდეგ) დასაშვებ ნორმას 0.6 მგ/ლ-ით აღემატებოდა თუთია, ხოლო მანგანუმი 2 მგ/ლ-ით. მდ. მამავერადან, მდ. კაზრეთულას შერთობის შემდეგ, სოფ. კიანეთთან აღებული იქნა სინჯი, რომელშიც ივლისის თვეში ზღვრულ დასაშვებ ნორმას 0.001-ით აღემატებოდა კადმიუმი, ხოლო ოქტომბერში 0.2-ით აღემატებოდა თუთია, 0.65-ით – რკინა, ხოლო 0.0015-ით – კადმიუმი. სოფ. რაჭისუბანთან მდ. მამავერიდან აღებული იქნა 2 სინჯი (№4 და №5), სადაც ივლისის თვეში ყველა განსაზღვრული ელემენტი ნორმის ფარგლებში იყო,

ხოლო ოქტომბერში ნორმას მცირედით (0.18-ით) აღემატებოდა რკინა, №4 სინჯში კი 0.0025-ით ჭარბობდა კადმიუმი.



ნახ. 30. მდ. ფოლადაურის შენაკადი. ნოემბერი 2017 წ.



ნახ. 31. მდ. კაზრეთულა.

ოქტომბერში და ნოემბერში მდ. მაშავერასა და კაზრეთულაში ტყვია ნორმის ფარგლებში იყო და არ აჭარბებდა დასაშვებ ნორმებს. ნოემბრის თვეში კადმიუმი დასაშვებ ნორმას თითქმის ყველა გამოკვლეულ სინჯში ჭარბობდა, მდ. აბულბუქში კადმიუმი 0.016-მგ/ლ-ით მეტი იყო ნორმასთან შედარებით, მდ. კაზრეთულაში – 0.009-მგ/ლ-ით, მდ. მაშავერაში (კაზრეთულას შეერთებიდან 300 მ) – 0.0086-ით, მდ. ფოლადაურის მარცხენა შენაკადში (პატარა მდინარე) – 1.2-მგ/ლ-ით, მდ. ფოლადაურის ზედა წელში კადმიუმი ნორმის ფარგლებში იყო, ხოლო ქვედა წელში სოფ. წულრულაშენთან – 0.027-ით ჭარბობდა დასაშვებ ნორმას (ცხრილი 45). მდინარის წყლებში მძიმე მეტალების ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციები საქართველოს კანონმდებლობის მიხედვით მოცემულია ცხრილში 46.

ცხრილი 43. ელემენტების შემცველობა მდინარეებიდან აღებულ სინჯებში, 2017 წლის ივლისი.

სინჯი #	თარიღი	მდინარე	სინჯის აღების ადგილი	მძიმე მეტალები, მგ/ლ						
				Cu	Zn	Mn	Fe	Cd	Ni	Co
1	16.07.2017	მაშავერა	კაზრეთულას შეერთებამდე	0,058	0,092	0,001	0,120	<0.001	0.053	0.051
2	16.07.2017	კაზრეთულა	ს/გ კომბინატის შემდეგ	0,263	1,648	2,167	0,017	0,0002	0.069	0.032
3	16.07.2017	მაშავერა	კიანეთთან	0,137	0,065	0,014	0,059	0,0025	0.035	0.077
4	16.07.2017	მაშავერა	რაჭისუბანთან	0,089	0,061	0,001	0,041	0,0001	0.043	0.085
5	16.07.2017	პარალელური საკონტროლო	„—“	0,096	0,054	0,001	0,045	0,0001	0.046	0.079

ცხრილი 44. ელემენტების შემცველობა მდინარეებიდან აღებულ სინჯებში, 2017 წლის ოქტომბერი.

სინჯი #	თარიღი	მდინარე	სინჯის აღების ადგილი	მძიმე მეტალები, მგ/ლ							
				Cu	Pb	Zn	Mn	Fe	Ni	Cd	Co
1	26.10.17	მაშავერა	კაზრეთულას შეერთებამდე	0.09	0.001	0.77	0.041	0.25	0.05	<0.001	0.051
2	26.10.17	კაზრეთულა	ს/გ კომბინატის შემდეგ	1.86	0.006	2.58	0.576	1.72	0.07	0,0035	0.032
3	26.10.17	მაშავერა	კიანეთთან	0.91	0.02	1.24	0.1	0.96	0.04	0,0045	0.08
4	26.10.17	მაშავერა	რაჭისუბანთან	0.66	0,01	0.06	0.08	0.49	0.04	0.0035	0.09
5	26.10.17	პარალელური საკონტროლო	„—“	0.67	0.01	0.06	0.08	0.49	0.05	0,0001	0.08

ცხრილი 45. ელემენტების შემცველობა მდინარეებიდან აღებულ სინჯებში, 2017 წლის ნოემბერი.

სინჯის აღების ადგილი	Pb	Cd
მდ. აბულბუქი მდინარე მაშავერას მარცხენა შენაკადი	0.005	0.017
მდინარე კაზრეთულა (მდინარე მაშავერას მარჯვენა შენაკადი) მაშავერას შეერთებამდე	0.005	0.01
მდინარე მაშავერა კაზრეთულას შეერთებიდან 300 მეტრში	0.005	0.0096
მდინარე ფოლადაურის მარცხენა შენაკადი ქვემო ბოლნისთან	0.013	1.24
მდინარე ფოლადაურის ზედა წელი	0.005	0.0005
მდინარე ფოლადაურის ქვედა წელი წულრულაშენთან	0.005	0.028

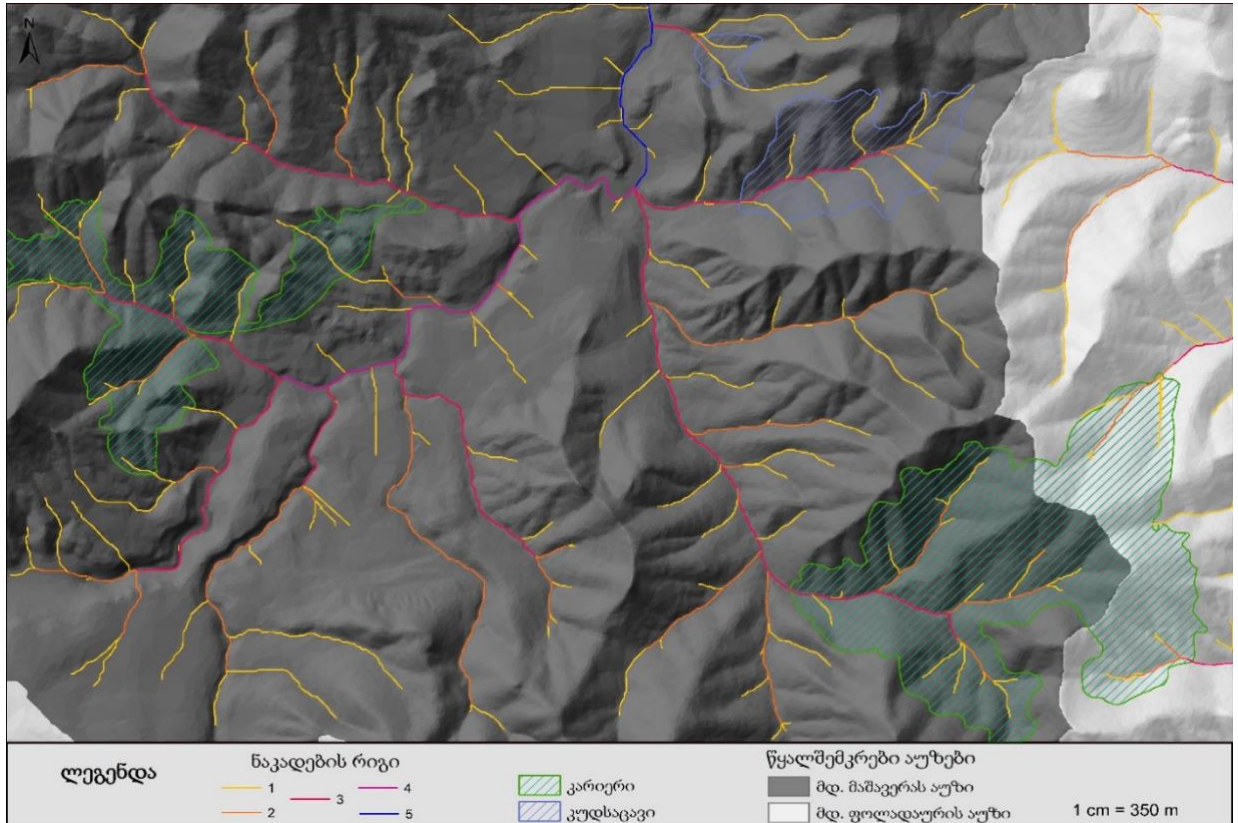
ცხრილი 46. მდინარის წყლებში მძიმე მეტალების ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციები საქართველოს კანონმდებლობის მიხედვით.

	მეტალი	ზ.დ.კ. მგ/ლ
1	Cu	1.0
2	Zn	1.0
3	Pb	0.03
4	Ni	0.13
5	Co	0.13
6	Fe	0.3
7	Mn	0.1
8	Cd	0.001

მდინარეების (მაშავერა, კაზრეთულა, აბულბუქი, ფოლადაური) გამოკვლევის შედეგად გამოჩნდა, რომ იმ მდინარეებში, რომლებიც სამთო მომპოვებელ ტერიტორიებთან არსებულ ხეობებს გაივლიან (მდ. კაზრეთულა, მდ. ფოლადაურის მარცხენა შენაკადი, მდ. აბულბუქი), შესწავლილი მძიმე ლითონები აჭარბებს დასაშვებ ნორმებს, ეს მდინარეები წარმოადგენენ მდ. მაშავერასა და მდ. ფოლადაურის შენაკადებს, რაც თავისმხრივ, იწვევს ამ მდინარეებში ზოგიერთი მძიმე ელემენტის კონცენტრაციის მატებას ნორმასთან მიმართებით.

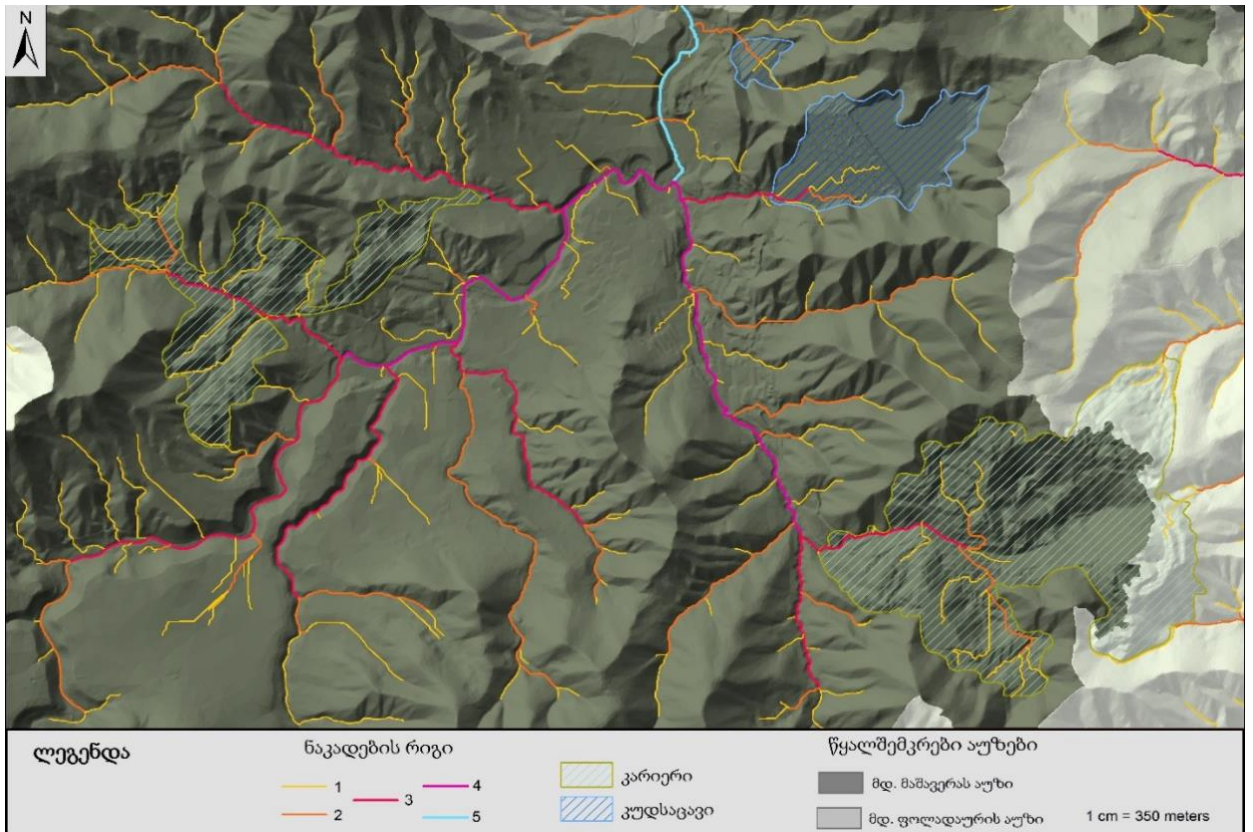
ჰიდროლოგიური ქსელის დაბინძურების უკეთ გამოკვლევის მიზნით, ArcGIS-ში გაკეთდა ჰიდროლოგიური მოდელირება. ქვემოთ მოცემული რუკები გვიჩვენებს თუ როგორი გახლდათ საკვლევ ტერიტორიაზე მდინარეული ნაკადების მიმართულებები 1970 (ნახ. 32) და 2018 (ნახ. 33) წლებში. რუკებზე მდინარეებთან ერთად

წარმოდგენილია მშრალი ხევეები, რომლებიც მხოლოდ უხვი ნალექების შედეგად აქტიურდებიან. ვინაიდან წიაღისეულის წარმოების შედეგად რელიეფის ცვლილება მოხდა, შეიცვალა ზოგიერთი მცირე ნაკადის მიმართულებაც, რაც რუკების შედარების შედეგად გამოვლინდა.

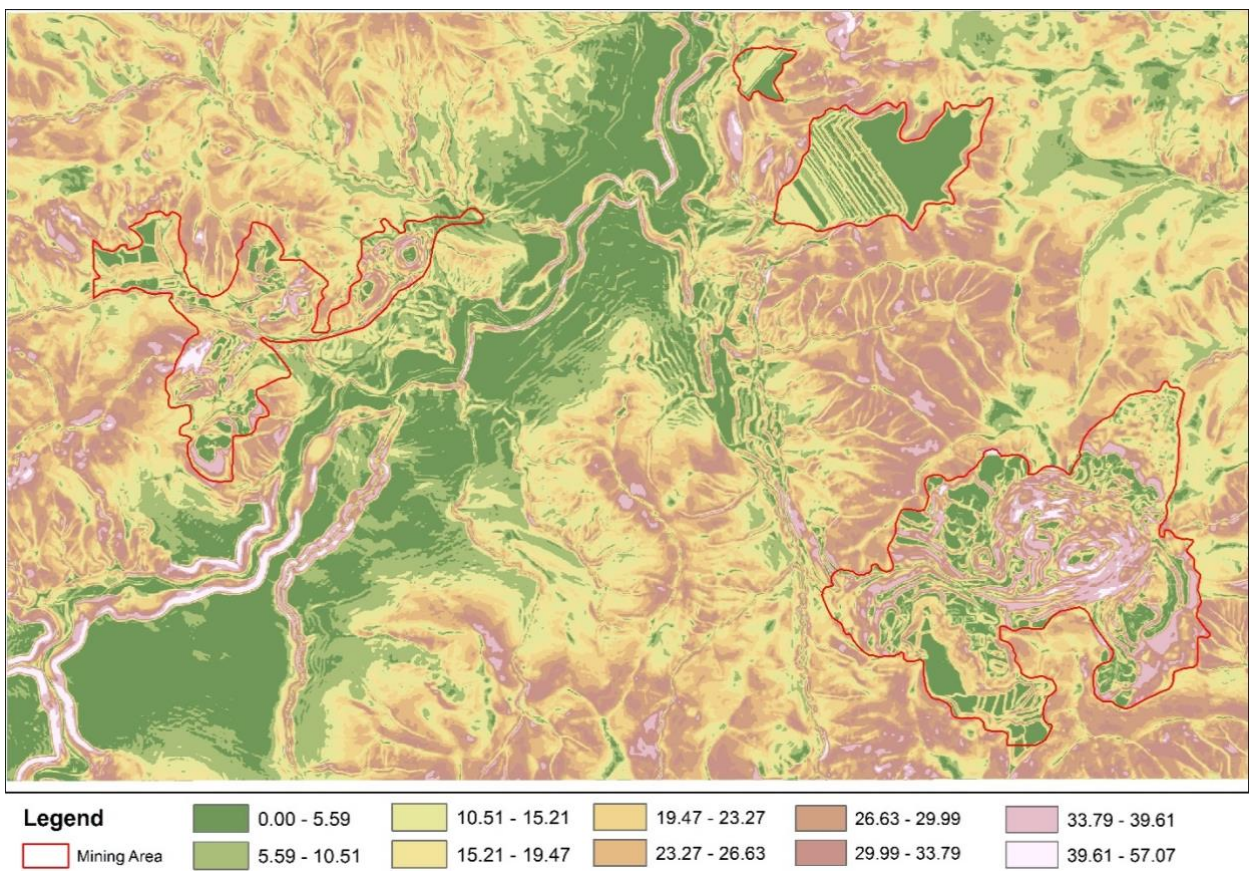


ნახ. 32. ჰიდროლოგიური მოდელირება, ღია-კარიერულ წარმოებამდე, 1970-იანი წწ.

ჰიდროლოგიურ რუკაზე წარმოდგენილი ნაკადები, მოქცეულია 1-დან 5-მდე კატეგორიაში. პირველ რიგს განეკუთვნება ისეთი ნაკადები, რომლებსაც შენაკადი არ აქვთ, მეორე რიგის ნაკადს ერთვის პირველი რიგის ნაკადი, მესამეს კი მეორე. ასე გრძელდება მეხუთე რიგის ნაკადამდე, რომელშიც ყველა წინა რიგის ნაკადი ერთად იყრის თავს (რუკაზე წარმოდგენილი ნაკადების რიგი პირობითია, რამდენადაც მათი უმეტესობა მშრალ ხევს წარმოადგენს). საკვლევი ტერიტორია ძირითადად მდინარე მაშავერას აუზშია მოქცეული, აღმოსავლეთით კი მდ. ფოლადაურის აუზი ესაზღვრება. საბადოს ტერიტორიის ფერდობების დახრილობის (0-დან 57°-მდე) გათვალისწინებით (ნახ. 34), უნდა ითქვას, რომ ატმოსფერული ნალექების შედეგად მოსული წყალი, საბოლოოდ მდ. მაშავერასა და მდ. ფოლადაურში იყრის თავს, რაც აღნიშნული მდინარეების მძიმე ლითონებით დაბინძურების ერთ-ერთ მიზეზს წარმოადგენს.



ნახ. 33. ჰიდროლოგიური მოდელირება, 2018 წ.



ნახ. 34. ფერდობების დახრილობის რუკა, 2018 წლის მონაცემებზე დაყრდნობით.

5.4. კარიერის მოქმედების გავლენა რელიეფზე

საკვლევ ტერიტორიაზე სპილენძისა და ოქროს ღია კარიერულმა წარმოებამ რელიეფის პირვანდელი ფორმების ცვლილება გამოიწვია. 2019 წლის მონაცემების მიხედვით, მადნეულის, აბულბუქისა და საყდრისის კარიერების, ასევე კუდსაცავეების მთლიანი ტერიტორიების ჯამური ფართობი 882 ჰექტარს შეადგენს. ნახატებზე 35, 36 და 37 ასახულია კარიერული წარმოების მასშტაბების 10-წლიანი სხვაობა. ძველი და ახალი სურათების შედარების შედეგად, ნათლად გამოჩნდა, თუ რამდენად დიდი ცვლილება განიცადა რელიეფმა მთელი ამ დროის განმავლობაში. გეო-ინფორმაციული სისტემის გამოყენებამ საშუალება მოგვცა უკეთ გამოგვეკვლია კარიერის მოქმედების გავლენა რელიეფზე.



ნახ. 35. აბულბუქის კარიერი. 2010 (მარცხნივ) და 2020 (მარჯვნივ) წლების შედარება.

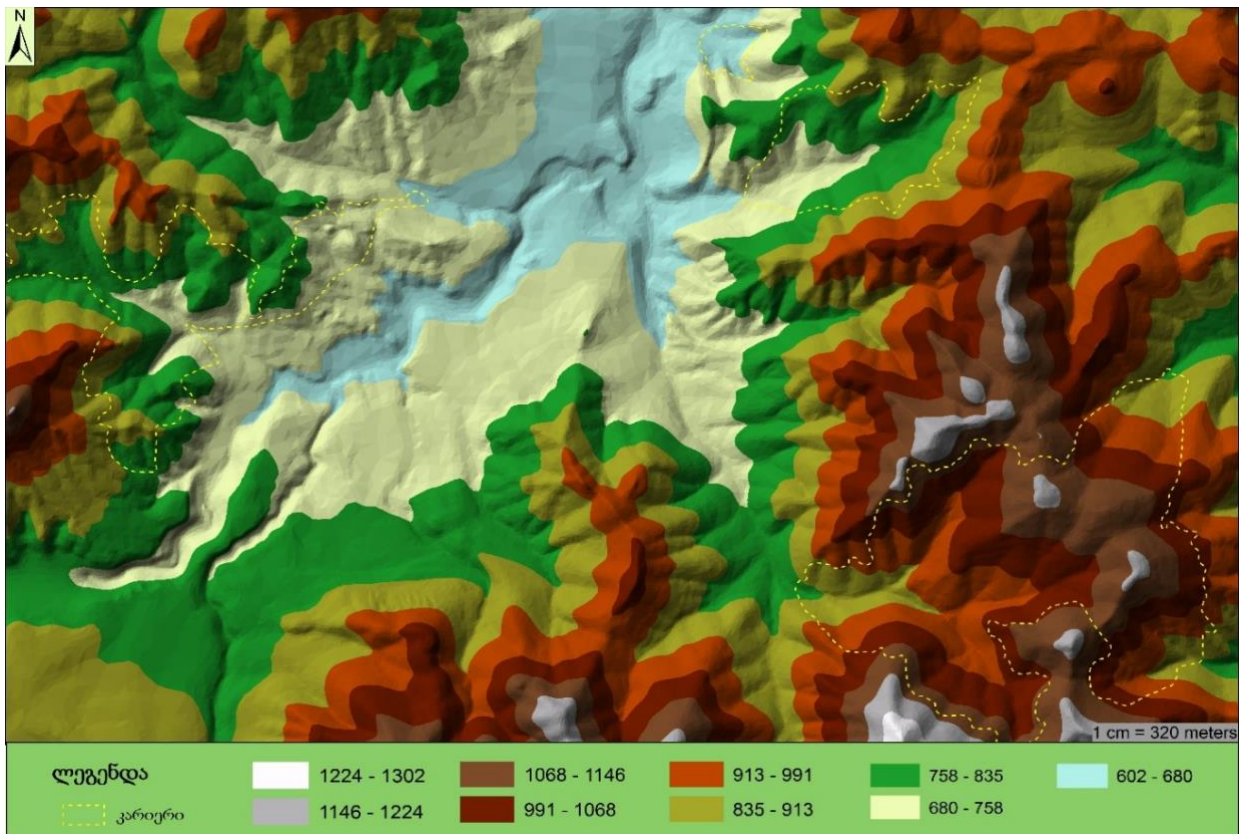


ნახ. 36. აბულბუქის კარიერი. 2011 (მარცხნივ) და 2020 (მარჯვნივ) წლების შედარება.



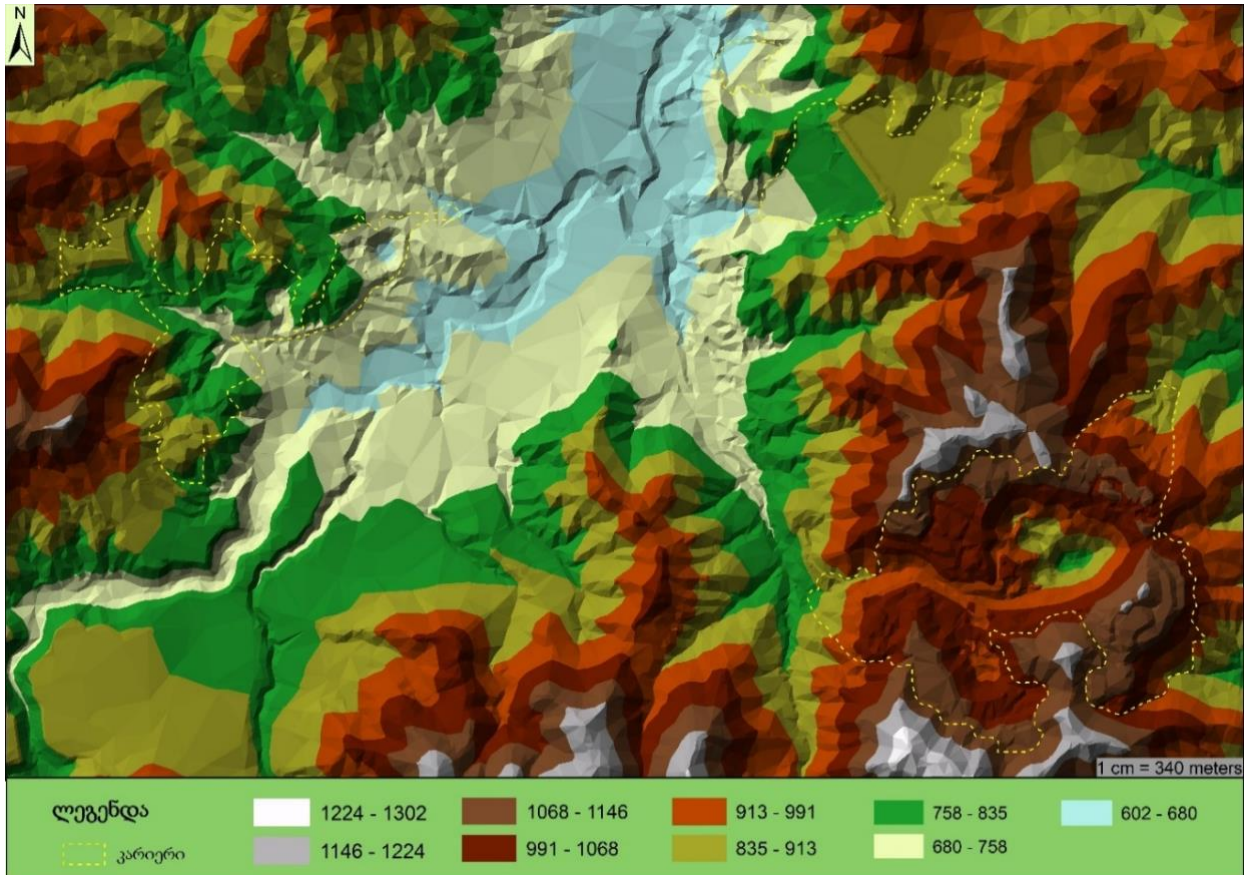
ნახ. 37. საყდრისის კარიერი. 2011 (მარცხნივ) და 2020 (მარჯვნივ) წლების შედარება.

საკვლევ ტერიტორიაზე რელიეფის ცვლილების ვიზუალური გამოსახვისთვის, დრონის მიერ გადაღებული რელიეფისა და ტოპოგრაფიული რუკის დემით, შეიქმნა ციფრული სიმაღლითი მოდელი, რომელმაც საკვლევ ტერიტორიაზე როგორც დეპრესიები, ისე გარკვეულ ტერიტორიებზე, რელიეფის ზედაპირის სიმაღლის მატება აჩვენა (მაგ., სანაყაროებზე). ეს ყველაფერი კარგად გამოჩნდა საბოლოო დემიდან შექმნილ ტრიანგულაციურ მოდელზე (TIN) (ნახ. 41). სამგანზომილებიან რუკაზე ფერებით გამოყოფილია სიმაღლეები, რომლებიც გარკვეულ დიაპაზონებშია გამოსახული.



ნახ. 38. ტოპოგრაფიული რუკიდან მიღებული სიმაღლითი რელიეფი, 1970-იანი წლები.

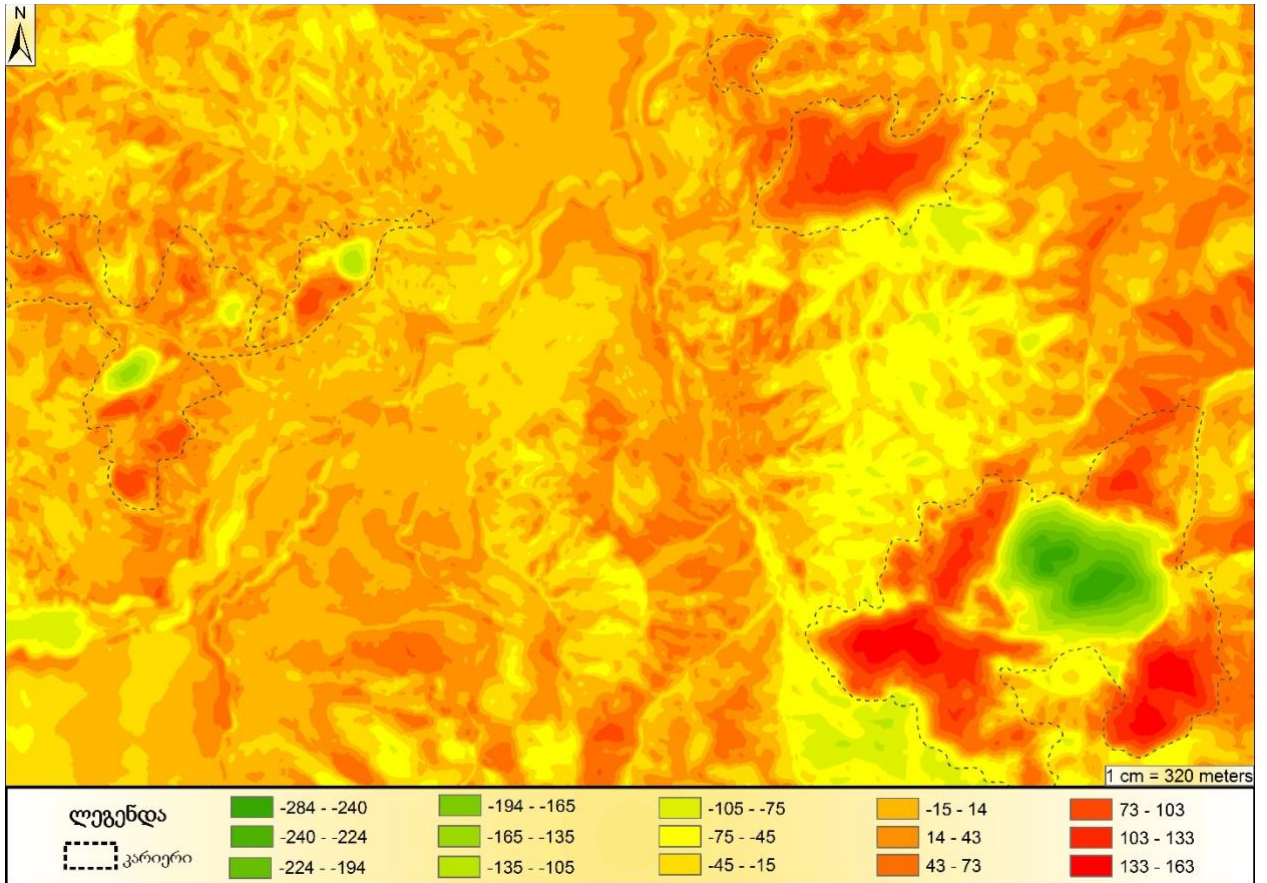
მაქსიმალური სიმაღლე ზღვის დონიდან 1302 მეტრი დაფიქსირდა, ხოლო მინიმალური – 602მ. ტოპოგრაფიული რუკიდან მიღებულ სიმაღლით მოდელზე არ გამოვლენილა კარიერის ზემოქმედების გავლენა რელიეფზე, რადგანაც ტოპოგრაფიული რუკა 1970 წელსაა შექმნილი. ამ დროისათვის კი ოქროსა და სპილენძის მომპოვებელი საწარმო მოქმედების საწყის ეტაპზე იმყოფებოდა.



ნახ. 39. ტერიტორიის სიმაღლითი მოდელი, 2018 წ.

ქვემოთ მოცემულ რუკებზე (ნახ. 40, 41) ასახულია საკვლევ ტერიტორიაზე 1970-დან 2018 წლამდე პერიოდში კარიერის მოქმედებით წარმოქმნილი სიმაღლითი სხვაობები. კარიერის ტერიტორიის იმ ადგილას, სადაც ქანების მოჭრა ხდება, სასარგებლო ლითონის ამოღების მიზნით, რჩება დეპრესია, რაც რელიეფის სიმაღლის ვარდნას იწვევს. კარიერის წარმოებას თან ახლავს დიდი რაოდენობით ფუჭი ქანებისა და ნარჩენების, ე.წ. „კუდების“ დაგროვება. მათი დასაწყობება, ხშირ შემთხვევაში, კარიერის მიმდებარე ტერიტორიებზე ხდება, რაც თავისთავად რელიეფის სიმაღლის მატებას იწვევს. ქვემოთ მოცემულ რუკებზე ასეთი ტერიტორიები – კუდსაცავი და სანაყაროები, წითელ ფერშია გამოსახული. მწვანე ფერი ასახავს რელიეფის სიმაღლის

შემცირებას, ხოლო წითელი ფერი – რელიეფის მატებას. მაგალითად მწვანე ფერით გამოსახული რიცხვები -284 - -240 ნიშნავს, რომ 1970 წლიდან 2018-მდე აღნიშნულ ტერიტორიაზე რელიეფის სიმაღლე შემცირდა -284-დან - -240 მეტრამდე. წითელი ფერით გამოსახული რიცხვები 133 – 163 კი აჩვენებს, რომ ამ არეალებში რელიეფმა 133-დან - 163 მეტრამდე მოიმატა. კვლევების საშუალებით კარიერზე ტერიტორიის მაქსიმალური კლებითი ნიშნული -284 მეტრი დაფიქსირდა, ხოლო მაქსიმალური მატება 163 მეტრი.

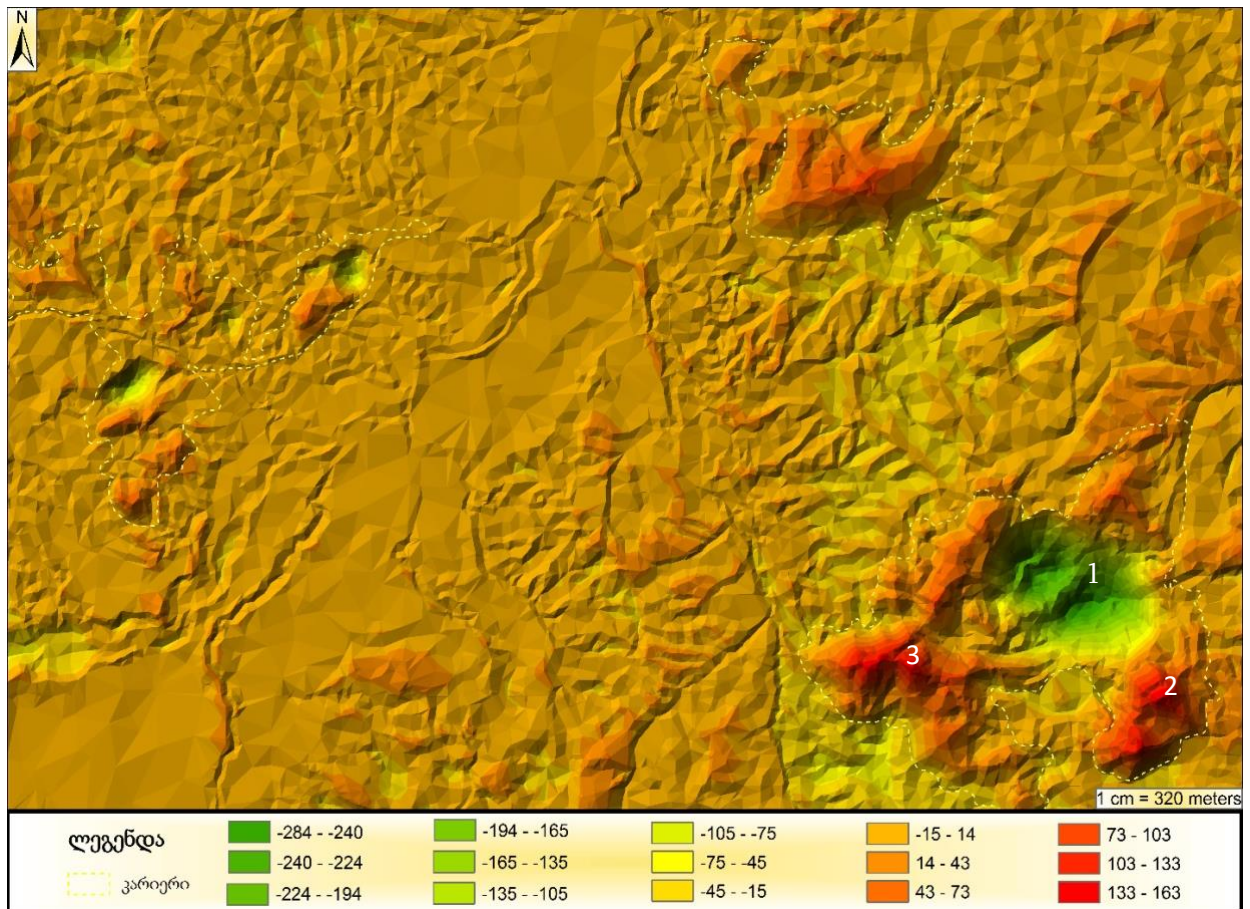


ნახ. 40. რასტერ კალკულატორის მიერ გაკეთებული რასტრული რუკა, სადაც რელიეფური ცვლილებები მეტრებშია მოცემული.

ნახ. 41 წარმოადგენს რელიეფის ტრიანგულაციურ მოდელს, მასზე სიმაღლითი სხვაობები 3D ფორმატშია წარმოდგენილი, ამ უკანასკნელის მიხედვით GIS-ში, “Polygon Volume” ფუნქციის საშუალებით, გამოთვლილი იქნა კარიერზე არსებული დეპრესიებისა, თუ მომატებული რელიეფის მოცულობები.

1. მადნეულის კარიერის დეპრესიის მოცულობა 147 მლნ მ³, ფართობი 1.47 მლნ მ²
2. სანაყარო 2: მოცულობა 43,76 მლნ მ³; ფართობი 891.8 ათასი მ².
3. სანაყარო 3: მოცულობა 67.6 მლნ მ³; ფართობი 1.6 მლნ მ².

მთლიანად მადნეულის კარიერის ტერიტორიაზე არსებული დეპრესიების ჯამური მოცულობა 156.7 მლნ მ³ შეადგენს, ფართობი – 2.3 მლნ. მ², ხოლო მომატებული რელიეფის მოცულობა 125.5 მლნ მ³; ფართობი 3.3 მლნ მ².



ნახ. 41. რასტერ კალკულატორის მიერ მოცემული რელიეფური სხვაობები მეტრებში. ცდომილება 10-15 მ.

მველი და უახლესი რელიეფის სიმალლითი მოდელების შედარების საფუძველზე, საკვლევ ტერიტორიაზე გამოვლენილია არსებული რელიეფის ცვლილებები. შედეგებმა დაადასტურა, რომ რელიეფის მაქსიმალური ცვლილებები იმ ადგილებშია, სადაც კარიერის მოქმედებაა, რაც რელიეფის არა მხოლოდ კლებას იწვევს დეპრესიების სახით, არამედმატებასაც, რაც ფუჭი და ნარჩენი მასალების დასაწყობებითაა გამოწვეული. აღნიშნული ანთროპოგენური ცვლილებები გეომორფოლოგიური სტრუქტურების სახეცვლას იწვევს, ზიანდება როგორც ფლორის, ისე ფაუნის წარმომადგენლებიც, ხდება გრუნტის წყლების დონეების ცვლილება, რაც ჰიდროლოგიურ პრობლემებს იწვევს. როდესაც კარიერის მოქმედებისგან წარმოქმნილი ახალი ობიექტების ფერდობთა დახრილობა არასტაბილურია, ეროზიული პროცესები

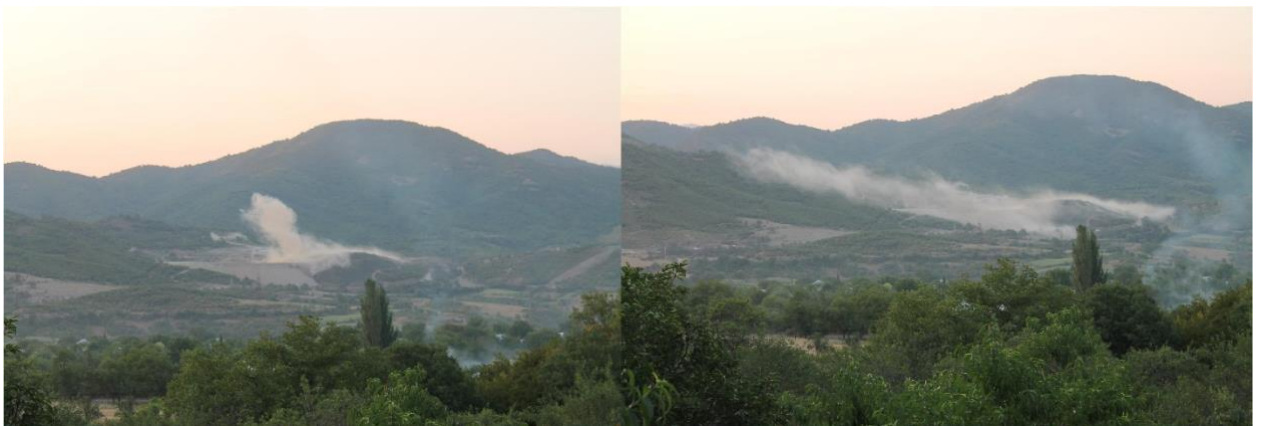
მიმდინარეობს, რაც გარდა იმისა, რომ შემდგომი რეკულტივაციის პროცესებს ართულებს, საფრთხის მომტანიც ხდება ყველა ცოცხალი ორგანიზმისათვის.



ნახ. 42. უპილოტო საფრენი აპარატით გადაღებული აბულბუქის კარიერი.

5.5. მცენარეული საფარის NDVI ინდექსის გამოთვლის შედეგები

საკვლევ ტერიტორიაზე NDVI ინდექსის გამოთვლის მიზნით გამოყენებული იქნა Sentinel 2-ის მიერ გადაღებული აერო-ფოტოები, რომლებიც შემდგომ დამუშავდა გეო-საინფორმაციო სისტემაში (GIS). დამუშავებული იქნა 2015, 2016, 2017 და 2019 წლის ივნისისა და აგვისტოს თვის მონაცემები.



ნახ. 43. აფეთქება საყდრისის საბადოზე და ჰაერში გამოტყორცნილი მტვერი, რომელიც შესაძლოა გავლენას ახდენდეს მცენარეული საფარის ჯანსაღუნარიანობაზე. 2015 წ.

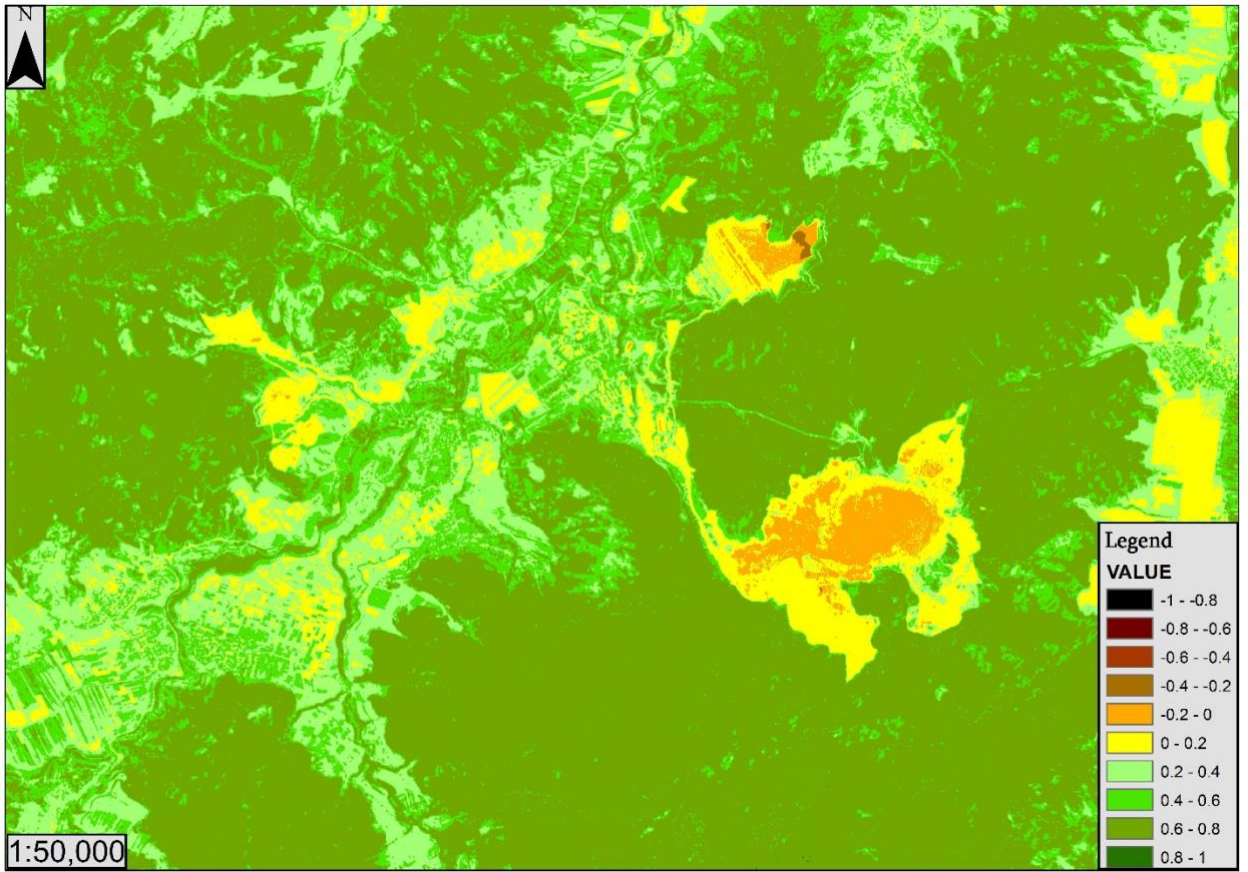


ნახ. 44. აფეთქება აბულბუქის კარიერზე. 2011 წელი.

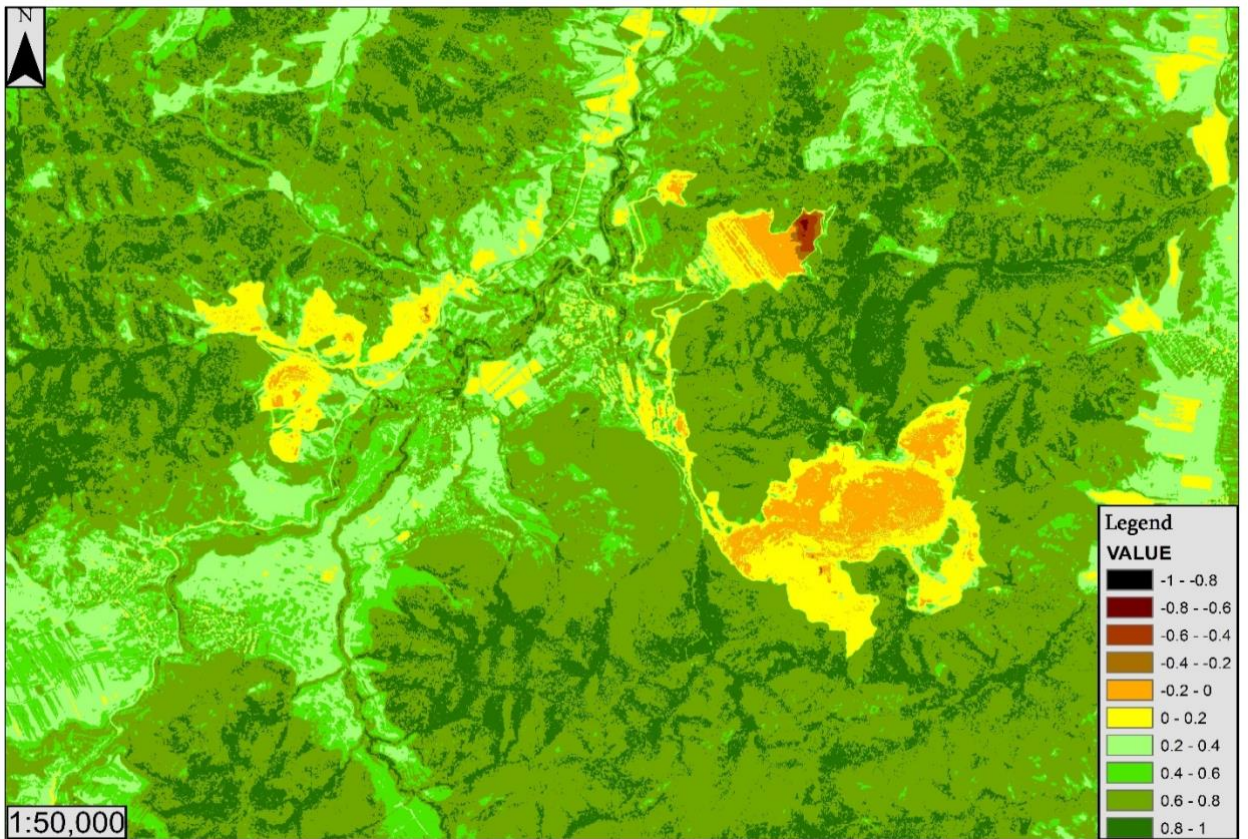
სამწუხაროდ, ამინდი ხელშემშლელი ფაქტორი აღმოჩნდა 2015 წლის მაის-ივნისის მონაცემების გამოსაკვლევად, რამდენადაც ყველა აერო-ფოტო ღრუბლით იყო დაფარული.

ღია-კარიერული წარმოების დროს, ჰაერში გამოყოფილი მტვერი ატმოსფერული ნალექების შედეგად, მცენარეულ საფარზე და ნიადაგზე ილექება.

ბუნებრივად იზადება კითხვები: რა გავლენას ახდენს კარიერული მტვერი მცენარეული საფარის ჯანსაღუნარიანობაზე? იწვევს თუ არა მათ ხმობას, ან რაიმე სხვა ვიზუალურ გავლენას? მცენარეული საფარის NDVI ინდექსის გამოთვლით აღნიშნულ კითხვებს დამაჯერებელი პასუხები გაეცა.



ნახ. 45. მკენარეული საფარისათვის გამოთვლილი NDVI ინდექსი, 14.08.2015 წ.



სურ. 46. მკენარეული საფარისათვის გამოთვლილი NDVI ინდექსი, 23.08.2019 წ.

NDVI კალკულაციის შედეგები გვიჩვენებს, რომ საბადოს ტერიტორიები მოქცეულია -0.8-დან 0.2-მდე NDVI ინდექსის ფარგლებში. ყველაზე ნეგატიური ინდექსი (-0.8) კუდსაცავის ტერიტორიაზე მოქცეულ ტოქსიკურ თხევად ნარჩენებს აქვს (ნახ. 45, 46). უარყოფითი ინდექსი აქვს ასევე საყდრისის კარიერზე დაგროვილ ტოქსიკურ პატარა ტბასაც. საბადოს დანარჩენი ტერიტორიები გამოსახულია ნარინჯისფერ და ყვითელ ფერებში (-0.2-დან 0.2-მდე NDVI ინდექსი), აღნიშნული ტერიტორია ფუჭი და გაშიშვლებული ქანების მონაკვეთს წარმოადგენს. 2015-2019 წლების NDVI სურათების შედარების შედეგად, აბულბუქისა და საყდრისის საბადოების, ასევე კუდსაცავების ტერიტორიების მნიშვნელოვანი ზრდა დაფიქსირდა.

სასოფლო სამეურნეო ტერიტორიები 0-დან 0.6-ამდე NDVI ინდექსის ფარგლებშია მოქცეული. 2015 წელთან შედარებით, 2019 წელს სამეურნეო ნაკვეთების უფრო მეტ ტერიტორიას მაღალი NDVI ინდექსი აღენიშნა. ამისი მიზეზი შეიძლება იყოს განსხვავებული სასოფლო კულტურების მოყვანა. მაგალითად, თუ 2015 წელს ფერმერებს უფრო დიდ ფართობებზე ეთესათ მარცვლოვანი კულტურები (მაგ. ხორბალი, რომლის მოსავალსაც უფრო ადრე იღებენ, ვიდრე სხვა კულტურებს), 2019 წელს, შეამცირეს და ხორბლის ნაცვლად სხვა მცენარეები მოიყვანეს (მაგ. სიმინდი, ლობიო, კარტოფილი). მოგეხსენებათ, აღებული მოსავლის ნარჩენები მალევე ხმება, ხოლო გამხმარ ბალახს, ან მცენარეს NDVI ინდექსი დაბალი, 0-დან 0,2-მდე აქვს. ამ სხვაობის ერთ-ერთი მიზეზი შეიძლება იყოს ასევე კლიმატური პირობები.

რაც შეეხება ტყიან საფარს, ის 0.2-დან 1-მდე ინდექსის ფარგლებშია მოქცეული. 2019 წელს, ტყიანი საფარი უფრო ჯანსაღად გამოიყურება და უფრო მაღალი ინდექსი აქვს, ვიდრე 2015 წელს. 2015-2019 წლების მცენარეული საფარის NDVI ინდექსის შედარებისას, გასათვალისწინებელია საშუალო თვიური ტემპერატურა და ნალექების რაოდენობა. 47-ე ცხრილში მოცემულია ტემპერატურისა და ნალექების საშუალო რაოდენობა ბოლნისის მუნიციპალიტეტში. 2015-2019 წლებში საშუალო თვიური ტემპერატურა ივნისის, ივლისის და აგვისტოსი განსხვავდებოდა ერთმანეთისაგან. თუ 2015 წლის ივნისის თვეში საშუალო ტემპერატურა 2°C-ით ნაკლები იყო 2019 წლის ივნისის საშუალო ტემპერატურაზე, 2015 წლის ივლისში ის 0.3°C-ით მეტი იყო, ვიდრე 2019 წლის ივლისში, ხოლო 2015 წლის აგვისტოში 0.8°C-ით მეტი, ვიდრე 2019 წლის აგვისტოში. რაც შეეხება საშუალო ნალექების რაოდენობას, 2015 წლის ივნისში 56.5 მმ-

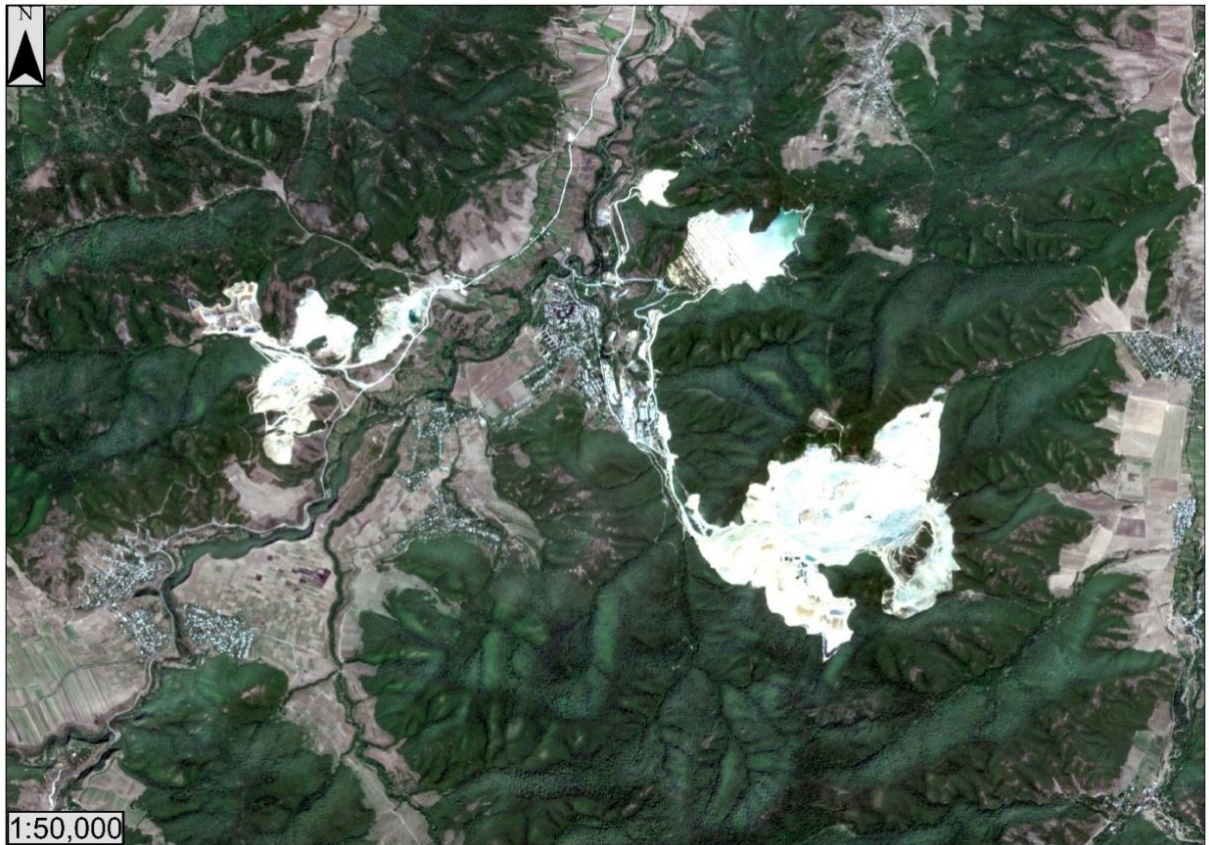
ით მეტი ნალექი იყო ვიდრე 2019 წლის ივნისში. ივლისის თვეში 2019 წელს 42.1 მმ-ით მეტი ნალექი მოვიდა, ვიდრე 2015 წლის ივლისში, ხოლო 2015 წლის აგვისტოს თვეში 14.1 მმ-ით მეტი ნალექი იყო, ვიდრე 2019 წლის აგვისტოში. აქედან გამომდინარე, 2019 წელს მცენარეული საფარის უფრო მაღალი NDVI ინდექსი, 2015 წელთან შედარებით, შეიძლება გამოწვეული იყოს კლიმატური ფაქტორებისაგან. მაღალი ტემპერატურა და ნალექების ნაკლებობა მცენარეულ საფარზე სტრესულ გავლენას ახდენს, სტრესული მცენარის NDVI ინდექსი კი დაბალია.

ცხრილი 47. საშუალო თვიური ტემპერატურა და ნალექების რაოდენობა ბოლნისის მუნიციპალიტეტში (გარემოს ეროვნული სააგენტოს მონაცემები).

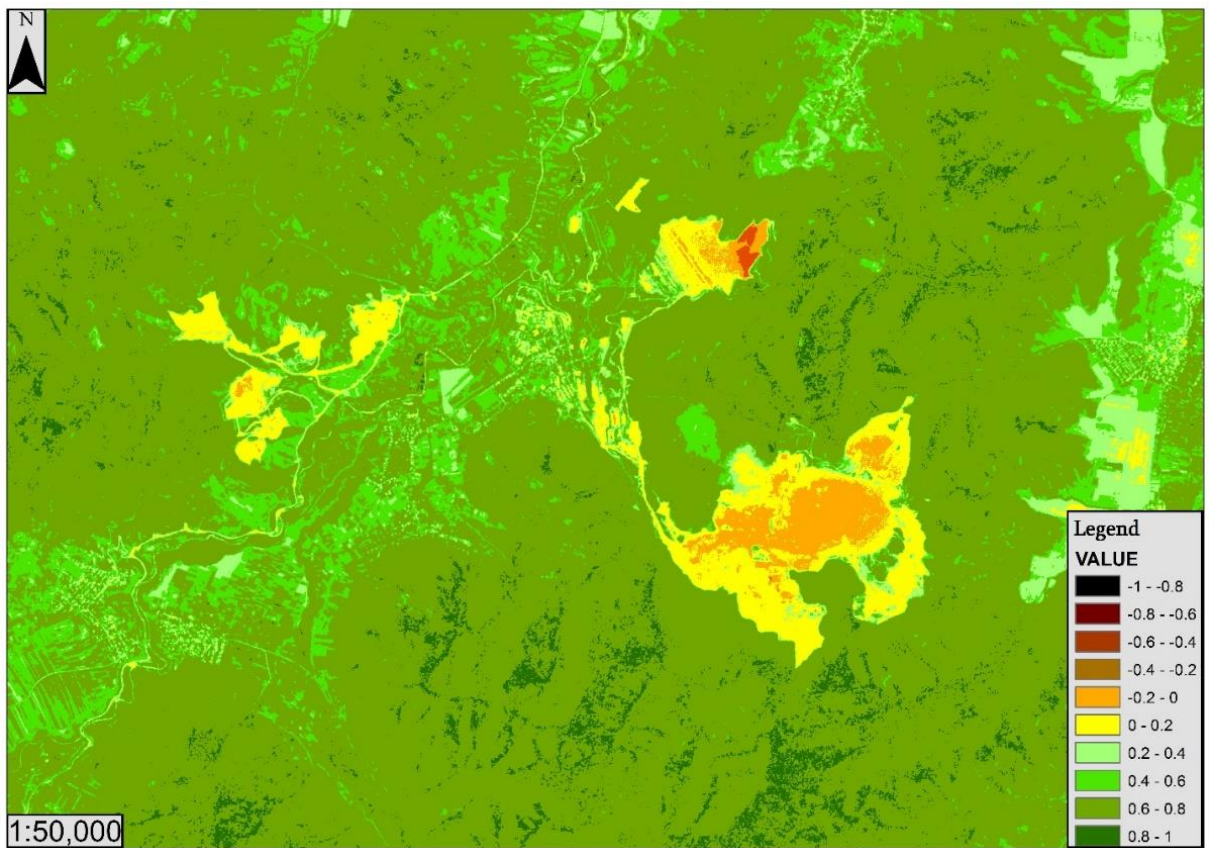
	ნალექი (მმ)			ტემპერატურა (°C)		
	ივნისი	ივლისი	აგვისტო	ივნისი	ივლისი	აგვისტო
2015	87.5	4.3	32.3	23.3	25.5	25.7
2016	146.5	81.2	15.7	21.5	23.8	26.7
2017	115.7	46.7	0.3	21.3	25.6	27.2
2019	31	46.4	18.2	25.3	25.2	24.9



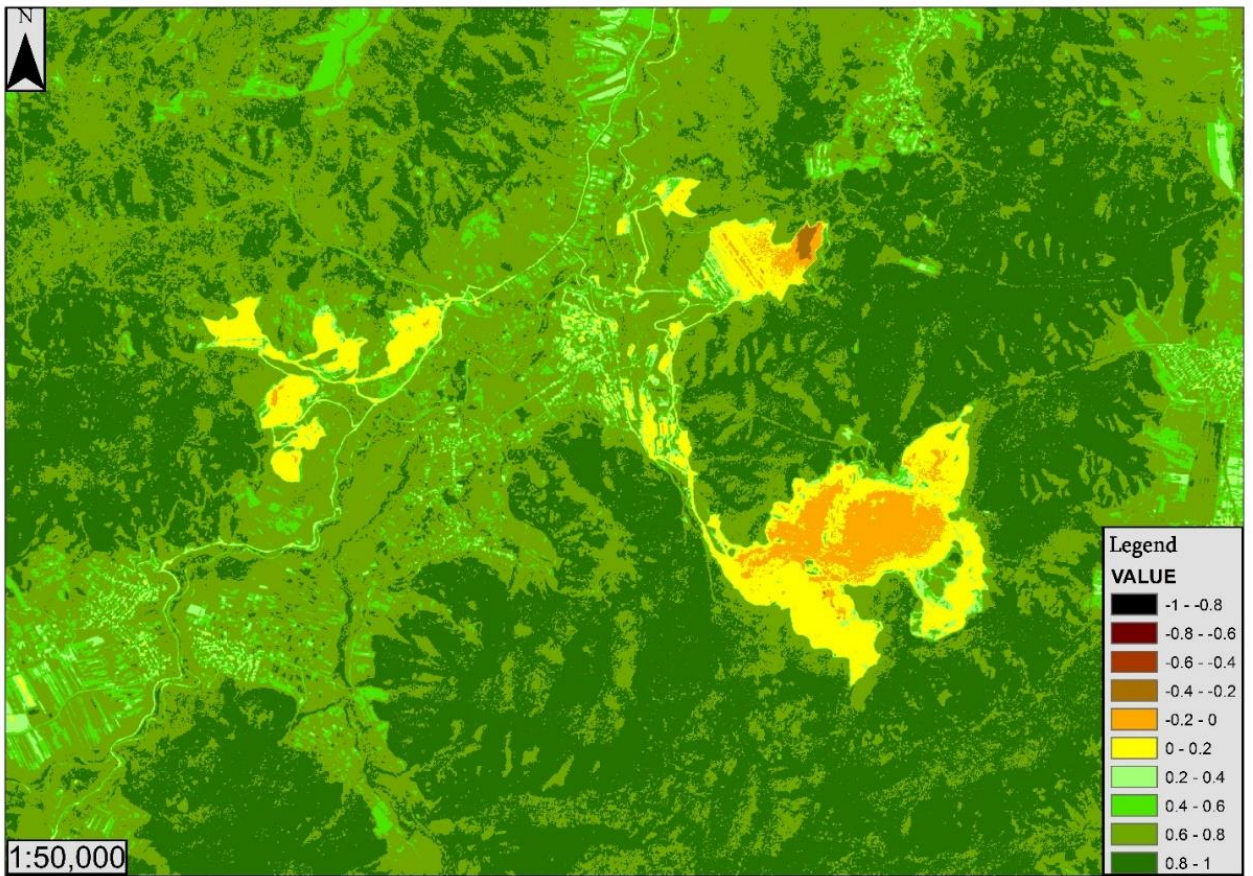
ნახ. 47. საკვლევი ტერიტორიის ორთო ფოტო, 2015 წ. 14 აგვისტო.



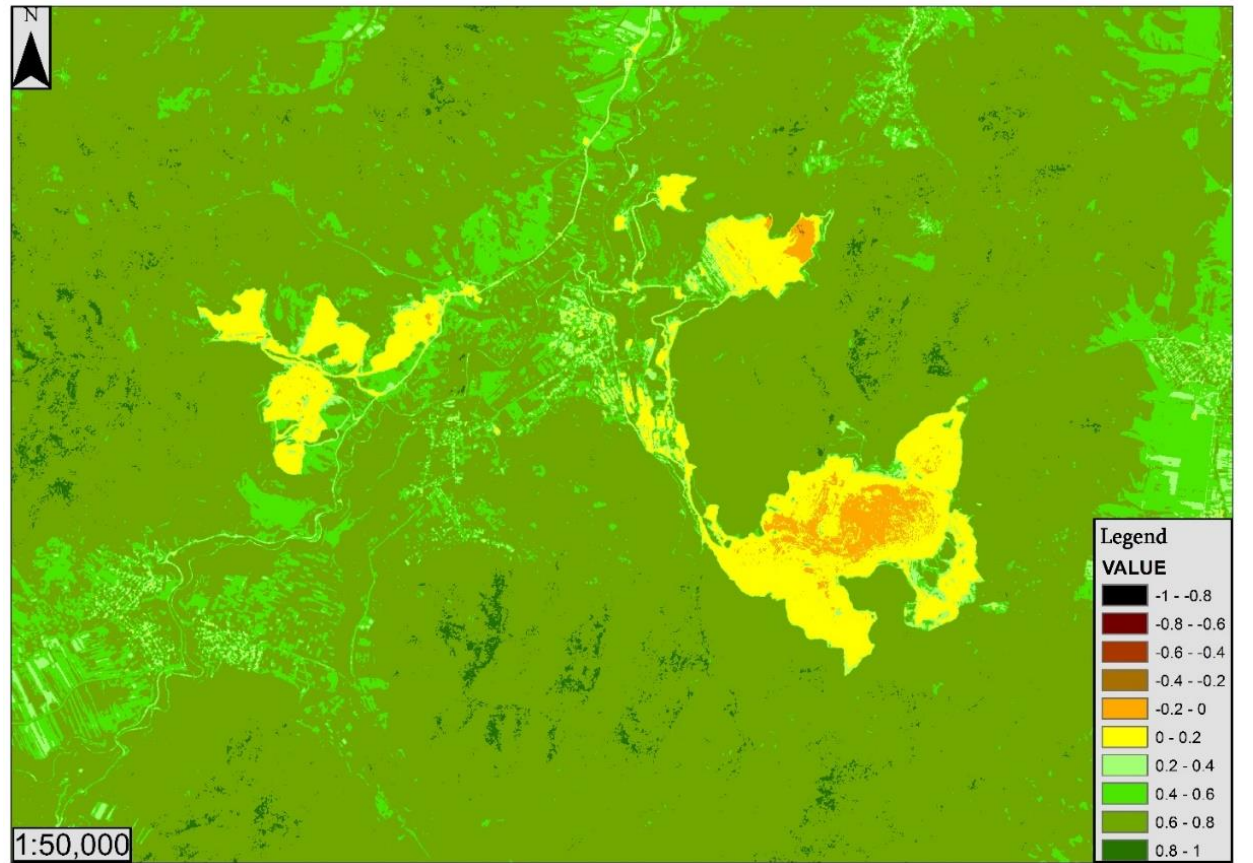
ნახ. 48. საკვლევი ტერიტორიის ორთო ფოტო, 2019 წ. 23 აგვისტო.



ნახ. 49. მცენარეული საფარისათვის გამოთვლილი NDVI ინდექსი, 2016 წ. 29 ივნისი.



ნახ. 50. მკენარეული საფარისათვის გამოთვლილი NDVI ინდექსი, 2017 წ. 4 ივნისი.



ნახ. 51. მკენარეული საფარისათვის გამოთვლილი NDVI ინდექსი, 2019 წ. 4 ივნისი.

2016-2017-2019 წლების ივნისის აერო-ფოტო მასალებს თუ შევადარებთ, ირკვევა, რომ 2017 წელს უფრო მაღალია მცენარეული საფარის NDVI ინდექსი, ვიდრე 2016 და 2019 წლებში. 2017 წელს უფრო დაბალი იყო ტემპერატურა და მეტი იყო ნალექი, ვიდრე 2019 წელს, რამაც მცენარეული საფარის NDVI ინდექსების სხვაობა მოგვცა, 2017 წელს უფრო მაღალია ინდექსი, 2019 წელთან შედარებით. 2017 და 2019 წლების აერო ფოტოები 4 ივნისს არის გადაღებული, 2016 წლის კი 29 ივნისს, რაც ასევე NDVI ინდექსების გამოთვლის სიზუსტეს ამცირებს. აქედან გამომდინარე, კლიმატი და მეტეოროლოგიური პირობები გავლენას ახდენს მცენარეული საფარის NDVI ინდექსზე. საბადოდან, დაახლოებით 0.5 კმ რადიუსში, მცენარეულ საფარს უფრო დაბალი NDVI ინდექსი გააჩნია, ვიდრე უფრო შორ მანძილზე არსებულ მცენარეულ საფარს, თუმცა რამოდენიმე წლის ერთმანეთთან შედარების შედეგებმა, კონკრეტული მიმართულების კანონზომიერება ვერ დაგვანახა. შესაბამისად, NDVI რუკებზე კარიერული წარმოების რაიმე სახის ნეგატიური ზემოქმედება მცენარეულ საფარზე (გამხმარი მცენარეული საფარი, ან სხვა) არ დაფიქსირებულა. გაირკვა, რომ მცენარეული საფარი არ შეიცავს მძიმე ლითონების ისეთ ტოქსიკურ რაოდენობას, რაც მათ რაიმე ვიზუალურად თვალსაჩინო ცვლილებებს გამოიწვევდა. აქვე უნდა აღინშნოს, რომ Sentinel 2-ის მიერ გადაღებული აერო-ფოტოების გამოყენება, მცენარეული საფარის ჯანსაღუნარიანობის შესაფასებლად, არ არის მიზანშეწონილი, რადგანაც ასეთ კვლევას უფრო მაღალი რეზოლუციის მქონე აეროფოტოები ესაჭიროება.

რეკომენდაციები და რეკულტივაციის განხორციელების ზოგადი გეგმა

ჩატარებულ კვლევებზე დაყრდნობით, შემუშავდა წიაღისეული რესურსების მომპოვებელი კარიერის რეკულტივაციის ზოგადი გეგმა, რომელიც შემდეგი საფეხურებისაგან შედგება:

1. სარეკულტივაციო ტერიტორიის საფუძვლიანი შესწავლა/გამოკვლევა.

რეკულტივაციის დაწყებამდე აუცილებელია ჩატარდეს სარეკულტივაციო ტერიტორიის შესწავლა, რომლის ზოგადი პუნქტებია: ა) სარეკულტივაციო ტერიტორიის ტოპოგრაფიის შესწავლა, ფერდობების დახრილობების განსაზღვრა; ბ) ფერდობების სეისმური მდგრადობის შემოწმება; გ) ნიადაგის დაბინძურების ხარისხის შემოწმება; დ) მიწისზედა და მიწისქვეშა წყლების დაბინძურების ხარისხის შემოწმება; ე) ტერიტორიის ეროზიული მდგრადობის გამოკვლევა.

2. ყველანაირი საფრთხის შემცველი მასალის, თუ ობიექტების ტერიტორიიდან გატანა. უნდა მოხდეს ყველანაირი საფრთხის შემცველი, ან დაბინძურებული მყარი ობიექტების, ან ქიმიური ნივთიერებების მოშორება სარეკულტივაციო ტერიტორიიდან, რათა ადგილი არ ქონდეს ნიადაგის, ან წყლის ხელახალ დაბინძურებას.

3. სადრენაჟო სისტემების მოწყობა.

სადრენაჟო სისტემა იმდაგვარად უნდა მოეწყოს, რომ არ მოხდეს ძლიერი წვიმის დროს ქანებიდან ჩარეცხილი ქიმიური ნივთიერებების შერევა გრუნტის წყალთან, რაც თავის მხრივ, სასმელ წყალთან შერევის საფრთხეს ბადებს.

4. კარიერის გეოტექნიკური/გეოქიმიური კვლევა და წარმოქმნილი ღრმულების ამოვსება/შევსება. რელიეფის ფორმების პირვანდელი სახის დაბრუნება.

მას შემდეგ, რაც სადრენაჟო სისტემა მოეწყობა შესაძლებელია შემდეგ ეტაპზე გადასვლა, რაც რელიეფისათვის პირვანდელი ფორმების დაბრუნებას გულისხმობს. თუ რელიეფი მკვეთრად დახრილია, საჭიროა მისი დატერასება, ვაკე რელიეფი უნდა მოსწორდეს.

5. ეროზიის კონტროლი.

მას შემდეგ, რაც რელიეფის ფორმები აღდგება, უნდა მოხდეს ეროზიული საფრთხის შემოწმება, რათა სამომავლოდ ადგილი არ ჰქონდეს ეროზიას და ფერდობების

ჩამორეცხვას ძლიერი წვიმის დროს. იმ ადგილებში, სადაც ეროზიული საფრთხე მაღალია, საჭიროა მოხდეს ისეთი დამჭერი ბადეების გაკეთება, რომლებიც ხელსაყრელია ეროზიის შემცირებისათვის.

6. რევეგეტაცია.

რევეგეტაციის დროს უნდა მოხდეს: ა) მცენარეების შერჩევა; ბ) წლის ხელსაყრელი სეზონის შერჩევა მცენარეების დათესვისათვის; გ) კულტივირება, იმ შემთხვევაში, თუ ნიადაგს ფოროვანება არ აქვს; დ) ნიადაგის განოციერება სხვადასხვა ორგანული სასუქის საშუალებებით.

კარიერის ამოქმედებამდე ნიადაგის ჰუმუსოვანი ფენის შენახვა/დასაწყობება რევეგეტაციის პროცესს ამარტივებს და აჩქარებს, მცენარეებს მეტად ხელსაყრელი პირობები ექმნებათ აღმოცენება-გაზრდისათვის. ხე-მცენარეების ჯიშების არჩევის დროს, გასათვალისწინებელია მცენარის ფიტორემედიაციული უნარები, ნიადაგის რემედიაციისთვის.

როდესაც ნიადაგის ჰუმუსოვანი ფენის შენახვა/დასაწყობება არ ხდება, ისეთი მცენარეული ჯიშების შერჩევა უნდა მოხდეს, რომლებსაც უნარი შესწევთ გაიხარონ უნაყოფო ნიადაგზე. ასეთ დროს, რევეგეტაციის პროცესი მეტად რთულდება და დროში იწელება. მიზანშეწონილია ყურადღება ნიადაგწარმომქმნელ ფაქტორებზე გამახვილდეს.

7. ხე-მცენარეებისა და ნიადაგის ქიმიური შედგენილობის მუდმივი მონიტორინგი. უნდა ხდებოდეს ხე-მცენარეებისა და ნიადაგის ნიმუშების აღება და მათი ქიმიური ანალიზი, რათა განისაზღვროს მათში ქიმიური ელემენტების შემცველობა, რათა დაგაკვირდეთ თუ რამდენად შესწევთ მცენარეებს ნიადაგის ფიტორემედიაციის უნარი.

8. წყლის ხარისხის მუდმივი მონიტორინგი.

წყლის ხარისხის მუდმივი შემოწმება და, დაბინძურების შემთხვევაში, მისი გაწმენდა უნდა ხდებოდეს.

რეკულტივაციის პროცესი დასრულებულად არ ჩაითვლება, ვიდრე არ მოხდება ნიადაგის, წყლისა და მცენარეულობის ისეთ დონემდე მიყვანა, რომ ისინი უვნებელი გახდეს ცოცხალი ორგანიზმებისათვის და შესაძლებელი იყოს მათი პროდუქტიული მიზნებისათვის გამოყენება.

დასკვნა

- 2017 წელს საკვლევი ტერიტორიის ნიადაგებში მძიმე ლითონების შესამჩნევი მატება 2014-2015 წლებთან შედარებით, განპირობებულია ახალი საბადოების გახსნითა და მათი ინტენსიური წარმოებით. მძიმე ლითონების მატების საპირისპიროდ, ნიადაგში ფიქსირდება ადამიანისათვის სასიცოცხლოდ აუცილებელი ელემენტების მნიშვნელოვანი კლება. საწარმო RMG-ს მტკიცების საპირისპიროდ, რომლებიც საკვლევი რეგიონის დაბინძურებას გეოქიმიურ ანომალიას უკავშირებენ, (და არა ანთროპოგენური ზემოქმედების შედეგს), EF, ER, RI და სხვა ფორმულების გამოყენებით, დადგინდა, რომ ნიადაგების დაბინძურება ანთროპოგენური ზემოქმედებისგანაა გამოწვეული, რაც რამდენიმე სოფელს მაღალი ეკოლოგიური რისკის საშიშროების წინაშე აყენებს. სოფ. რატევანში – კადმიუმის, კაზრეთში და ბალიჭში კი ტყვიის მომატება დასაშვებ ნორმას 2-3-ჯერ აღემატება. აღნიშნულ სოფლებში რეკომენდებულია ფიტორემედიაციური კვლევების ჩატარება. მიზანშეწონილია კადმიუმისა და ტყვიის მიმართ ჰიპერაკუმულატორული უნარების მქონე მცენარეების გამოყენება.

- ფიტორემედიაციური კვლევების მიხედვით, მცენარე შაქრის ჭარხალს და ამარანდას კადმიუმის, სპილენძისა და თუთიის მიმართ კარგი ფიტორემედიაციური უნარი აღმოაჩნდათ. მცენარეებმა მძიმე მეტალები ყველაზე დიდი რაოდენობით სექტემბრის თვეში დაიგროვეს ივნისი, ივლისი, აგვისტო, ოქტომბრის თვეებთან შედარებით, რადგან მცენარის სიცოცხლის ხანგრძლივობასთან ერთად, იზრდება მის მიერ აკუმულირებული ელემენტების რაოდენობაც. ოქტომბერში კი, მძიმე ლითონების რაოდენობის კლება იმით აიხსნება, რომ მცენარის ხმობა/გამოფიტვასთან ერთად, არა მარტო მცირდება მის მიერ ნიადაგიდან ელემენტების აკუმულირების უნარი, არამედ ნიადაგში არსებული ბაქტერიებიც მცენარის უჯრედული სტრუქტურების დაშლას იწყებენ. მცენარეების ცალკეული ნაწილების კვლევამ აჩვენა, რომ ისეთ მცენარეში, როგორცაა ჭარხალი, მძიმე ლითონების (Cu, Zn, Cd) დაგროვება უმეტესწილად მცენარის ძირხვენის ქერქში ხდება.

- აღმოჩნდა, რომ ბიო-აქტივატორი ბიორაგის გამოყენება მცენარეში ელემენტების შეკავების უნარს ზრდის, რაც თავისთავად, მცენარის სიცოცხლესაც ახანგრძლივებს. ჩატარებული კვლევების საფუძველზე, ბიო-აქტივატორები ბიორაგი, დეპოზიტი, ლინგოჰუმატი, ნაცარი და ნაკელი ხელს უწყობენ მცენარის მიერ უფრო დიდი

რაოდენობით საკვები ელემენტების ათვისებას, მძიმე მეტალების დათრგუნვის ხარჯზე.

- დადგინდა, რომ ელემენტის ატომური მასა განაპირობებს ჰაერში მათი გადაადგილების მანძილს. რაც უფრო მსუბუქია ელემენტის ატომური მასა, მით უფრო შორ მანძილზე შეიძლება გაიფრქვეს ელემენტი ჰაერში; და პირიქით, რაც უფრო მძიმეა ელემენტის ატომური მასა, გაფრქვევის მანძილი მცირდება. საკითხის უკეთ შესწავლის მიზნით საჭიროა დამატებითი კვლევების ჩატარება.

- წიაღისეულ მადანში ქიმიური ელემენტების შემცველობების შესწავლამ, რაც მანამდე საჯაროდ გამოკვლეული არ ყოფილა, აჩვენა ტოქსიკური ლითონების (ტყვია, დარიშხანი) აცდენა დასაშვები ნორმის ფარგლებს ზევით, დანარჩენი ელემენტები ნორმის ფარგლებშია.

- მძიმე ლითონები განსაკუთრებით იმ მდინარეებში აჭარბებს ნორმას, რომლებიც კარიერის ტერიტორიასთან არსებულ ხეობებში ჩამოედინება, რაც იმის თქმის საფუძველს იძლევა რომ მდინარეებში ზოგიერთი ქიმიური ელემენტის მატებას კარიერული წარმოება განპირობებს.

- საწარმოს მოქმედების შედეგად 882 ჰა ნიადაგი და მასთან ერთად მცენარეული საფარი სრულიად განადგურდა. NDVI ინდექსის გამოთვლის მიხედვით, საკვლევ ტერიტორიაზე ფართოფოთლოვანი ტყის ხმობა, ან მასზე სხვა ნეგატიური გავლენა არ დაფიქსირებულა. მცენარეულ საფარში მძიმე ლითონთა რაოდენობა ზღვრულ დასაშვებ ნორმაზე მეტია, თუმცა მათში ელემენტების ისეთი ტოქსიკური რაოდენობა არ არის, რომ მცენარეული საფარის გარეგნული ცვლილებები გამოიწვიოს. საკითხის დეტალური კვლევისათვის უფრო მაღალი რეზოლუციის აერო-ფოტოების გამოყენებაა საჭირო.

- კარიერის მოქმედების შედეგად რელიეფი მნიშვნელოვნადაა დეგრადირებული. ფერდობთა დახრილობა არასტაბილურია და ეროზიულ პროცესებს იწვევს, რაც შემდგომი რეკულტივაციის პროცესებს ართულებს და საფრთხის მომტანი ხდება ყველა ცოცხალი ორგანიზმისათვის.

გამოყენებული ლიტერატურა

1. ავქოფაშვილი გ. (2018) ტექნოგენურად დაბინძურებულ ნიადაგებზე მძიმე ლითონთა ფიტომიგრაცია. დისერტაცია.
2. დევიძე მ. (2008) გარემოს ეკოლოგია. მონიტორინგი და ექსპერტიზა. თბილისი.
3. სინაურიძე მ. (1985) კაზრეთის ხეობის არქეოლოგიური ძეგლები. მეცნიერება, თბილისი.
4. გარემოს ხარისხობრივი მდგომარეობის ნორმების დამტკიცების შესახებ, (2001) საქართველოს შრომის, ჯანმრთელობისა და სოციალური დაცვის მინისტრის ბრძანება N297/ნ, თბილისი.
5. ოქრიაშვილი მ. (2013) მადნეული. თბილისი.
6. ურუშაძე თ. (1997) საქართველოს ძირითადი ნიადაგები. მეცნიერება, თბილისი. 25-76.
7. შპს კონსალტინგი, (2008). „კვარციტის“ გარემოზე ზემოქმედების შეფასების ანგარიში. თბილისი.
8. Abdulqaderismaeel W., Kusag, A. (2015). Enrichment Factor and Geo-accumulation Index for Heavy Metals at Industrial Zone in Iraq. IOSR Journal of Applied Geology and Geophysics Ver. I, 3(3), 2321-2990.
9. Agarwal S.K. (2009). Heavy Metal Pollution. APH Publishing. 270 p.
10. Ainsworth C.C., Pilon J.L., Grassman P.L., Sluys WGVD (1994). Cobalt, cadmium and lead sorption to hydrous iron oxide: residence time effect. Soil Sci Soc Am J 58: 1615-1623.
11. Alloway B.J., Jackson A.P., Morgan H. (1990) The accumulation of Cd by vegetables grown on soils contaminated from variety of sources. Sci Total Environ 91: 223-236.
12. Ashraf M., Ozturk M., Ahmad M.S.A. (Eds.) (2010). Plant Adaptation and Phytoremediation. Series: Tasks for Vegetation Science, Springer Verlag, 481p.
13. Al-Farraj A.S., Al-Otabi, T.G., & Al-Wabel, M.I. (2009). Accumulation coefficient and translocation factor of heavy metals through ochradenus baccatus plant grown on mining area at mahad ad'dahab, Saudi Arabia. WIT Transactions on Ecology and the Environment, 122, 459-468.
14. Alamgir M., Islam, M., Alamgir, M., Kibria, M. G., & Islam, M. (2015). Effects of farm yard manure on cadmium and lead accumulation in Amaranth (*Amaranthus oleracea* L.). Journal of Soil Science and Environmental Management, 2(8), 237-240.
15. Ali H, Khan E, Sajad MA. 2013. Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. Chemosphere. 91:869-881.
16. Amberger A (1996). Pflanzenernährung, 4th edn. UTB, Stuttgart Bes C, Mench MJ (2008)

Remediation of copper contaminated topsoils from a wooden treatment facility using in-situ stabilization. *Environ Pollut* 156: 1-11

17. Anderson A.N., McBratney A.B., Fitzpatrick E.A. (1996). Soil mass, surface and spectral fractal dimensions estimated from thin section photographs. *Soil Science Society of America Journal* 60, 962-969.

18. Antoniadis V., Levizou E., Shaheen S.M., Ok Y.S., Sebastian A., Baum C., Prasad M.N.V., Wenzel W.W., Rinklebe J. (2017). Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation – A review. *Earth-Science Reviews*, 171, 621-645.

19. Avkopashvili M., Gongadze A., Avkopashvili G., Matchavariani L., Asanidze L., Lagidze, L. (2020). Metals distribution in soil contaminated by gold and copper mining in Georgia. *Environmental Biology*, 41, 310-317.

20. Avkopashvili, M., Gongadze, A., Matchavariani, L., Avkopashvili, G., Avkopashvili, I. (2019). Soil, water and air pollution by manganese industry in the Imereti Region, Georgia. 18th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM, Vol. 19, Issue: 3.2, 417-424.

21. Avkopashvili, G., Avkopashvili, M., Gongadze, A. & Gakhokidze, R. (2017) Eco-monitoring of Georgia's contaminated soil and water with heavy metals, *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, vol. 12 (2): 595-604.

22. Baldock J.A., Nelson P.N. (2000). Soil organic matter in, *Handbook of Soil Science* (Ed. M. E. Sumner). CRC Press, Boca Raton, Florida, B25-B84.

23. Balentine B. (1995). Permissible limits for metals. 95, 9-10.
<http://occeweb.com/og/metals-limits.pdf>

24. BBodSchV (1999). Bundes Bodenschutz und Altlastenverordnung 12 July 1999, *Bundesgesetzblatt*, Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Köln

25. Blume H.P. (2004). *Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und belastung. Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen*, Landsberg/Lech, Ecomed, 3rd ed.

26. Boengiu S., Ionuș O., Marinescu E. (2016). Man-made Changes of the Relief Due to the Mining Activities within Husnicioara Open Pit (Mehedinți County, Romania). *Procedia Environmental Sciences*, 32(May), 256-263.

27. Brümmer G.W. (2010). Böden als Pflanzenstandort. In: Schachtschabel et al (eds) *Lehrbuch der Bodenkunde*, 16th edn. Spektrum, Heidelberg/Berlin, 379-448.

28. Buchman M.F. (2008). NOAA Screening Quick Reference, 12.

29. Cass A. (1999). Interpretation of some physical indicators for assessing soil physical fertility, in *Soil Analysis: an Interpretation Manual* (Eds K. I. Peverill, L. A. Sparrow & D. J. Reuter). CSIRO Publications, Melbourne, 95-102.

30. Chen L., Long X.H., Zhang Z.H., Zheng X.T., Rengel Z., Liu Z.P. (2011). Cadmium Accumulation and Translocation in Two Jerusalem Artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) Cultivars. *Pedosphere*, 21(5), 573-580.
31. Chlopecka A., Adriano D.C. (1997). Influence of zeolite, apatite and Fe-oxide on Cd and Pb uptake by crops. *Sci Total Environ* 207: 195-206.
32. Coates D.R. (1985). *Geology and society*. Chapman and Hall.
33. Contin M., Mondini C., Leita L., De Nobili M. (2007). Enhanced soil toxic metal fixation in iron(hydr)oxides by redox cycles. *Geoderma* 140: 164-175.
34. Denmead O.T., Shaw R.H. (1962). Availability of soil water to plants as affected by soil moisture content and meteorological conditions. *Agronomy Journal* 54, 385-390.
35. Dhillon B.S. (2010). *Mine safety: a modern approach*. In *Choice Reviews Online*. Vol. 48, Issue 03, Springer, 48, 186p.
36. DIN ISO 10693 1997-05 (1997). *Soil quality – Determination of carbonate content – Volumetric method*. Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
37. DIN ISO 11260 1997-05 (1997). *Soil quality – Determination of effective cation exchange capacity and base saturation level using barium chloride solution*. Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
38. DIN EN ISO 14688 – 1:2003-01 (2003). *Geotechnical investigation and testing – Identification and classification of soil – Part 1: Identification and description*. Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
39. DIN ISO 10390 2005-12 (2005). *Soil quality – Determination of pH*. Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
40. DIN 19730: 2009-07 (2009). *Soil quality – Extraction of trace elements from soil using ammonium nitrate solution*. Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
41. Dragicevic S., Nenadovic S., Jovanovic B., Mikanovic M., Novkovic I., Pavic D., Liesevic M. (2010). Degradation of Topciderska River Water Quality (Belgrade). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 5(2), 177-184.
42. Edwards C.A. (1991). The assessment of populations of soil-inhabiting invertebrates. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 34, 145–76.
43. Edwards C.A., Lofty J.R. (1977). *Biology of Earthworms*, 2nd edn. Chapman and Hall, London.
44. Felix-Henningsen P., Urushadze T.F., Narimanidze E.I., Wichmann L., Steffens D., Kalandadze B. (2007). Heavy Metal Pollution of Soils and Food Crops due to Mining Wastes in the Mashavera River Valley. *Soil Sciences*.

45. Felix-Henningsen P., Urushadze T., Steffens D., Kalandadze B., Narimanidze E. (2010). Uptake of heavy metals by food crops from highly-polluted Chernozem-like soils in an irrigation district south of Tbilisi, eastern Georgia. *Agronomy Research (Tartu)*, 8(1), 781–795.
46. Emerson W.W. (1991) Structural decline of soils, assessment and prevention. *Australian Journal of Soil Research* 29, 905-21.
47. Fitzpatrick E.A. (1984) *Micromorphology of Soils*. Chapman and Hall, London.
48. Ford R.G. (2007) Structural dynamics of metal partitioning to mineral surfaces. In: Hamon R, Mc Laughlin M, Lombi E (eds) *Natural Attenuation of trace element availability*. Taylor and Francis, New York, 73-88.
49. Friesl W., Friedl J., Platzer K., Horak O., Gerzabek M.H. (2006) Remediation of contaminated agricultural soils near a former Pb/Zn smelter in Austria: batch pot and field experiments. *Environ. Pollut*, 144: 40-50.
50. Friesl W., Horak O. (2006) Immobilisierung von Schwermetallen (Metalloide) oberflächennaher, großflächiger Kontaminationen – Technischer Leitfaden. ARC Seibersdorf Research GmbH, Seibersdorf.
51. Fripiat J.J. (1965) Surface chemistry and soil science, in *Experimental Pedology* (Eds E. G. Hallsworth & D. V. Crawford). Butterworth, London.
52. Fu L., Chen C., Wang B., Zhou X., Li S., Guo P., Shen Z., Wang G., Chen Y. (2015). Differences in copper absorption and accumulation between copper-exclusion and copper-enrichment plants: A comparison of structure and physiological responses. *PLoS ONE*, 10(7), 1-18.
53. Garbisu C, Alkorta I. 2001. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresour Technol*. 77:229–236.
54. Gongadze, A., Matchavariani, L., Avkopashvili, M., Avkopashvili, G., (2018). Accumulation and distribution of heavy metals in Soils from the explosions by mining-processing poly-metallic plant. 18th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM, Vol. 18, Issue: 3.2, 11-17.
55. Grabic J., Bezdan A., Benka P., & Salvai A. (2011). Spreading and transformation of Nutrients in the reach of the Becej-Bogojevo Canal, Serbia. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 6(1), 277-284.
56. Greenland D.J. (1979). Soil management and soil degradation. *Journal of Soil Science* 32, 301-322.
57. Guo G., Zhou Q., Ma L.Q. (2006). Availability and assessment of fixing additives for the in-situ remediation of heavy metal contaminated soils: a review. *Environ Monit Assess* 116: 513-528.
58. Hanauer T., Narimanidze E., Steffens D. (2009). Mining and agriculture in the mashavera

valley (se georgia) – a land use conflict with severe consequences. *Biolog. Journal of Armenia*. 2(61), 10-15.

59. Hanauer T., Felix-Henningsen P., Steffens D., Kalandadze B., Navrozashvili L., Urushadze T. (2011). In situ stabilization of metals (Cu, Cd, and Zn) in contaminated soils in the region of Bolnisi, Georgia. *Plant and Soil*, 341(1–2), 193-208.

60. Hauptmann A., Jansen M., Stollner T. (2013). The Gold Mine of Sakdrissi: Results and analyses and a calculation of the prehistoric gold exploitation. Bochum, Germany: Institute of Archaeological Studies.

61. Hinrich L. Bohn, George A. O'Connor, Brian L. McNeal. (2001). *Soil Chemistry*.

62. Hartley W., Lepp N.W. (2008). Remediation of arsenic contaminated soils by iron-oxide application, evaluated in terms of plant productivity, arsenic and phytotoxic metal uptake. *Sci Total Environ* 390: 35-44.

63. Hasegawa H., Ismail Md., Mofizur Rahman M., Rahman A. (2016). *Environmental Remediation Technologies for Metal- Contaminated Soils*. Springer Japan.

64. Hughes B., Davenport D., Dohle L., RSSA. (2016). *Standard Soil Test Guidelines*, 8.

65. Iya N.I.D., Bin Assim Z., Bin Ipor I., Omolayo A.O., Umaru I.J., Jume B.H. (2018). Accumulation and translocation of heavy metals by *acalypha wilkesiana* parts in the phytoextraction of contaminated soil. *Indonesian Journal of Chemistry*, 18(3), 503–513.

66. Janssen RPT, Peijnenburg WJGM, Posthuma L, v.d. Hoop MAGT (1997). Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch fields. I. Relationship between metal partition coefficients and soil characteristics. *Env Tox Chem* 16: 2470-2488.

67. Jenny H. (1941). *Factors of Soil Formation*. McGraw-Hill, New York.

68. Kabata-Pendyas A., Pendyas H. (1989). *Microelements in soils and plants*, Moscow, Mir.

69. Kalandadze B., Matchavariani L. (2019). Soil Pollution. Chapter 8 in book: “The Soils of Georgia” (Editor Lia Matchavariani). ISBN 978-3-030-18508-4, Switzerland, Springer, 153-179.

70. Kandeler E. (2010). Bodenorganismen und ihr Lebensraum. In: Schachtschabel et al (eds) *Lehrbuch der Bodenkunde*, 16th edn. Spektrum, Heidelberg/Berlin, 83-119.

71. Klute A. (1986). (Ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*, 2nd edn. Agronomy Monograph No. 9. American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.

72. Khatisashvili G., Matchavariani L., Gakhokidze R. (2015). Improving Phytoremediation of Soil Polluted with Oil Hydrocarbons in Georgia. Chapter 19 in book “Soil Remediation and Plants: Prospects and Challenges”. Elsevier - Amsterdam • Boston • Heidelberg • London • New York • Oxford • Paris • San Diego • San Francisco • Singapore • Sydney • Tokyo. ISBN: 978-0-12-799937-1, 547-569.

73. Knox AS, Seaman J, Adriano DC (2000). Chemostabilization of metals in contaminated soils. In: Wise DL, Trantolo DJ, Cichon EJ, Inyang HI, Stottermeier U (eds) Bioremediation of contaminated soils. Marcel Dekker, New York, Basel, 811-836
74. Kumpiene J., Ore S., Renella G., Mench M., Lagerkvist A., Maurice C. (2006). Assessment of zerovalent iron for stabilization of chromium, copper and arsenic in soil. *Environ. Pollut.*, 144: 62-69.
75. Lewinsky A.A. (2007). Hazardous materials and wastewater: treatment, removal and analysis. Nova Publishers, 375p.
76. Little Crispin T.S., Magalashvili G. A., Banks A. D. (2007). A Neotethyan late Cretaceous volcanic arc hydrothermal vent fauna. *The Geological Society of America. Geology.* September, v.35; no. 9. 835-838
77. Liu D., An Z., Mao Z., Ma L., Lu Z. (2015). Enhanced heavy metal tolerance and accumulation by transgenic sugar beets expressing *Streptococcus thermophilus* StGCS-GS in the presence of Cd, Zn and Cu alone or in combination. *PLoS ONE*, 10(6), 1-15.
78. Logsdon M., Hagelstein K., Terry Mudder (1999). *The Management Of Cyanide In Gold Extraction.* Ottawa, Ontario.
79. Lombi E., Zhao F-J., Wieshammer G., Zhang G., McGrath S.P. (2002). In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: biological effects. *Environ. Pollut.* 118: 445-452.
80. Lyu S., Wei X., Chen J., Wang C., Wang X., Pan, D. (2017). Titanium as a beneficial element for crop production. *Frontiers in Plant Science*, 8, 1–19. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00597>
81. Magalashvili A.G. (1991). Hydrothermal-sedimentary ores of the Madneuli deposit. *Bulletin of the Academy of Sciences of Georgia*, 142, N 2. 353-356.
82. Maiti S. K. (1390). *Ecorestoration of the coalmine degraded lands.* Springer.
83. Marschner B., Müller I., Stolz R., Stempelmann I. (2010). Immobilisierung von Schwermetallen in Gartenböden. *Bodenschutz* 02/2010: 34-41.
84. Matchavariani L., Kalandadze B. (2012). Pollution of soils by heavy metals from irrigation rear mining region of Gerogia, *Forum Geografic*, vol. XI, 127-136.
85. Matchavariani L., Kalandadze B., Lagidze L., Gokheliashvili N., Paichadze N., Dvalashvili G. (2014). Soil quality changes in response to their pollution by heavy metals, Georgia, *Journal of Environmental Biology*, vol 36, 85-90.
86. Majid S.N., Khwakaram A.I., Rasul G.A.M. (2014). Bioaccumulation, Enrichment and Translocation Factors of some Heavy Metals in *Typha Angustifolia* and *Phragmites Australis* Species Growing along Qalyasan Stream in Sulaimani City /IKR. *Journal of Zankoy Sulaimani - Part A*, 16(4), 93-109.

87. Müller I. (2000). Einfluss eisenoxidhaltiger Bodenzusätze auf die Mobilität von Schwermetallen in kontaminierten Böden. Dissertation, Boden und Landschaft 27. Justus Liebig University.
88. Nasir F.B., Islam S., Munna, G.M., Ra, S., Awal R. (2016). Effectiveness of *Amaranthus gangeticus* in Arsenic Extraction from Soil. *Journal of Scientific Research*, 8(1), 71-79.
89. Nazir A., Malik R.N., Ajaib M., Khan N., Siddiqui M.F. (2011). Hyperaccumulators of heavy metals of industrial areas of Islamabad and Rawalpindi. *Pakistan Journal of Botany*, 43(4), 1925-1933.
90. Nelson D.W., Sommers L.E. (1996). Total carbon, organic carbon and organic matter in, *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods* (Ed. D.L. Sparks). Soil Science Society of America Book Series No. 5., 961-1010.
91. Ng C.C., Law S.H., Amru N.B., Motior M.R., Mhd Radzi B.A. (2016). Phyto-assessment of soil heavy metal accumulation in tropical grasses. *Journal of Animal and Plant Sciences*, 26(3), 686-693.
92. Njinga R.L., Moyo M.N., Abdulmalik S.Y. (2013). Analysis of Essential Elements for Plants Growth Using Instrumental Neutron Activation Analysis. *International Journal of Agronomy*, 2013, 1-9.
93. Ozturk M., Yucel E., Gucl S., Sakcali S., Aksoy A. (2008). Plants as bio-monitors of trace elements pollution in soil. *Trace Elements: Environmental Contamination, Nutritional Benefits & Health Implications* (Editor: MNV Prasad), Chapter 28, John Wiley & Sons, USA, 723-744.
94. Pantelici M., Dolinaji D., Savici S., Stojanovici V., Nad, I. (2012). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 7(2), 255-264.
95. Papazoglou E.G., Fernando A.L. (2017). Preliminary studies on the growth, tolerance and phytoremediation ability of sugarbeet (*Beta vulgaris* L.) grown on heavy metal contaminated soil. *Industrial Crops and Products*, 107(February), 463-471.
96. Parker, S. (2006). Principles and Practice. In *IFLA Journal*, vol. 32, issue 3.
97. Popkhadze N., Beridze T., Moritz R., Gugushvili v., Khutsishvili S. (2009). "New data about the volcano-sedimentary setting of the Cretaceous Madneuli polymetallic massive sulphide deposit, Bolnisi district, Lesser Caucasus, Georgia." In: Williams, P. et al (eds), *Proceedings of the 10th biennial SGA meeting*, Townsville, Australia.
98. Prasad A.S. (2003). Zinc deficiency. *British Medical Journal*, 326 (7386), 409.
99. Prasad M.N.V. (2004). *Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystems*. Springer, 462p.
100. Ramanlal, D. B., Kumar, R. N., Kumar, J. N., & Thakkar, R. (2020). Assessment of phyto-remedial potential of invasive weeds *Acalypha indica* and *Amaranthus viridis*. *Environmental*

Sustainability, 3(4), 415-425.

101. Rascio N., Navari-Izzo F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*, 180(2), 169-181.

102. Raskin I, Smith RD, Salt DE. 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Curr Opin Biotech- nol.* 8:221–226.

103. Rezvani M., Zaefarian F. (2011). Bioaccumulation and translocation factors of cadmium and lead in “*Aeluropus littoralis*.” *Australian Journal of Agricultural Engineering*, 2(4), 114-119.

104. Rouina B.B., Ahmed C.B., Baedbaris S., Baccaru M., Boukhris M. (2012). Effects of Long-Term Irrigation with Treated Wastewater on Soil Chemical Properties, Plant Nutrient Status, Growth and Oil Quality of Olive Tree. In Book: *Environment and Ecology in the Mediterranean Region*, Cambridge Scholars Publishing, 147-156.

105. Saet Yu., Basharkevich I., Revich B. (1982). Methodical recommendations about a geochemical estimation of sources of environmental pollution. IMGRE.

106. Sagioglu A., Sasmaz A., Sen, Ö. (2006). Hyperaccumulator plants of the Keban mining district and their possible impact on the environment. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15(2), 317-325.

107. Sastre J., Hernandez E., Rodriguez R., Alcobé X., Vidal M., Rauret G. (2004). Use of sorption and extraction tests to predict the dynamics of the interaction of trace elements in agricultural soils contaminated by a mine tailing accident. *Sci Total Environ* 329, 261-281.

108. Sathya, A., Kanaganahalli, V., Rao, P. S., & Gopalakrishnan, S. (2016). Cultivation of sweet sorghum on heavy metal-contaminated soils by phytoremediation approach for production of bioethanol. In *Bioremediation and bioeconomy* (pp. 271-292). Elsevier.

109. Sauerbeck D. (1982). Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden? *Landwirtsch Forsch special edition* 39, 108-129.

110. Schor H.J., Gray D.H. (2008). Landforming: An Environmental Approach to Hillside Development, Mine Reclamation and Watershed Restoration. In *Landforming: An Environmental Approach to Hillside Development, Mine Reclamation and Watershed Restoration*.

111. Shaw A.J. (1990). Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. CRC Press, 375p.

112. Sherameti I. and Varma, A. (2015). Heavy metal contamination of soils: monitoring and remediation. *Soil Biology*, 44.

113. Schulze D.G. (1989). An introduction to soil mineralogy, in *Minerals in Soil Environments*, 2nd edn. (Eds J. B. Dixon & S. B. Weed). Soil Science Society of America Book Series No. 1. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, 1-34.

114. Shumaker K.L., Begonia G. (2005). Heavy metal uptake, translocation, and bioaccumulation studies of *Triticum aestivum* cultivated in contaminated dredged materials. *International*

Journal of Environmental Research and Public Health, 2(2), 293-298.

115. Sparks D.L. (2003). Environmental Soil Chemistry: Second Edition. In Environmental Soil Chemistry: Second Edition.

116. Stătescu F., Cotișca-Zăuca D. (2018). Heavy Metal Soil Contamination. Environmental Engineering and Management Journal, 5(5), 1205-1213.

117. Suchkova, N., Tsiripidis, I., Alifragkis, D., Ganoulis, J., Darakas, E., & Sawidis, T. (2014). Assessment of phytoremediation potential of native plants during the reclamation of an area affected by sewage sludge. *Ecological Engineering*, 69, 160-169.

118. Tena Šijakova-Ivanova, Blažo Boev, Vesna Zajkova-Paneva, Ivan Boev, E.K. (2017). Bioaccumulation and Translocation Factor of Heavy Metals in the Plants *Linaria Sp.*, *Moricandia Sp.* and *Viola Lutea Huds* From the Al Š Ar Locality – Republic of Macedonia. *Geologica Macedonica*, 31(2), 143-156.

119. The Soils of Georgia (2019) (Ed. Lia Matchavariani), World Soils Book Series (Series editor Alfred E. Hartemink). ISBN 978-3-030-18508-4, Switzerland, Springer, 179p.

120. Topcuoğlu B. (2017) Heavy metal pollution and health risks in sugar beet plants grown in sewage sludge applied soil. *Listy Cukrovarnicke a Reparske*, 133(1), 25-30.

121. Turekian K.K., Haven N., Hans K., Universitatm W.M. Der. (1961). Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust. *America*, February, 175-192.

122. US-EPA (1996) Soil Screening Guidance: User's Guide. Environmental Protection Agency, July, 1-49.

123. US Government Accountability Office. (2011). Abandoned mines: Information on the Number of Hardrock Mines, Cost of Cleanup, and Value of Financial Assurances, 13.

124. Viridis, A. (2016). Effect of Chromium and Zinc Accumulation on Antioxidant Enzymes during Phytoremediation in *Amaranthus Viridis* and *Parthenium Hysterophorous*. *Indian Journal of Science and Technology*, 9, S1.

125. VDLUFA (1976). Die chemische Untersuchung von Futtermitteln, 3. print. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Speyer.

126. VDLUFA (1991). Methodenhandbuch I. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Speyer.

127. VDLUFA (1997). Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Darmstadt.

128. White R.E. (2006). Principles and Practice of Soil Science. Blackwell Publishing, vol. 32, issue 3.

129. Wild A. (Ed.) (1988). Russell's Soil Conditions and Plant Growth, 11th edn. Longman Scientific & Technical, Harlow.

130. Withanachchi, S.S., Kunchulia, I., Ghambashidze, G., Al Sidawi, R., Urushadze, T. and Ploeger, A. (2018). Farmers' perception of water quality and risks in the Mashavera River Basin, Georgia: Analyzing the vulnerability of the social-ecological system through community perceptions. *Sustainability*, 10(9), p.3062.
131. Wiszniewska A., Hanus-Fajerska E., Muszyńska E., Ciarkowska K. (2016). Natural Organic Amendments for Improved Phytoremediation of Polluted Soils: A Review of Recent Progress. *Pedosphere*, 26(1), 1-12.
132. Whitmore A., Groot J. (1997). The decomposition of sugar beet residues: mineralization versus immobilization in contrasting soil types. *Plant and Soil*, 192, 237-247.
133. Wilke B-M (2010). Gefährdung der Bodenfunktionen. In: Schachtschabel *et al.* (eds) *Lehrbuch der Bodenkunde*, 16th edn. Spektrum, Heidelberg/Berlin, 449-520.
134. World Reference Base for Soil Resources 2014 (2015). International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soils Maps. Update 2015. *World Soil Resources Report*, 106, FAO UN, Rome, 192p.
135. Younger P., Banwart S., Hedin R.S. (2003). *Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation*, Springer, Issue 6.
136. Zeien H. (1995). *Chemische Extraktion zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden Bonner*. Dissertation, *Bodenkundliche Abhandlungen* 17, Rheinische Friedrichs Wilhelm University.

სადისერტაციო ნაშრომის ფარგლებში გამოქვეყნებული პუბლიკაციები

1. Avkopashvili, M., Gongadze, A., Avkopashvili, G., Matchavariani, L., Asanidze, L., Lagidze, L. (2020) Metals distribution in soil contaminated by gold and copper mining in Georgia, *Journal of Environmental Biology*, Vol. 41, 310-317.
2. Avkopashvili, M., Gongadze, A., Matchavariani, L., Avkopashvili, G., Avkopashvili, I. (2019) Soil, water and air pollution by manganese industry in the Imereti Region, Georgia. 18th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM, Vol. 19, Issue: 3.2, 417-424.
3. Avkopashvili, G., Avkopashvili, M., Avkopashvili, I., Kazaishvili, K., Tsikaridze, N. (2019) Monitoring of Cadmium contaminated soil in Kvemo Kartli Region (Republic of Georgia), *Journal of Geology* 09(03):187-192.
4. Gongadze, A., Matchavariani, L., Avkopashvili, M., Avkopashvili, G. (2018) Accumulation and distribution of heavy metals in Soils from the explosions by mining-processing poly-metallic plant. 18th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM, Vol. 18, Issue: 3.2, 11-17.
5. Avkopashvili, G., Avkopashvili, M., Gongadze, A. & Gakhokidze, R. (2017) Eco-monitoring of Georgia's contaminated soil and water with heavy metals, *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, vol. 12 (2): 595-604.
6. Avkopashvili, G., Avkopashvili, M., Gongadze, A., Tsulukidze, M., Shengelia, E. (2017) Determination of Cu, Zn and Cd in Soil, Water and Food Products in the Vicinity of RMG Gold and Copper Mine, Kazreti, Georgia, *Annals of Agrarian Science*, vol. 15, Issue 2, 269-272.
7. Asanidze, L., Avkopashvili, G., Tsikarishvili, K., Lezhava, Z., Chikhradze, N., Avkopashvili, M., Samkharadze, Z., Chartolani, G. (2017). Geoecological monitoring of karst water in Georgia, Caucasus (Case study of Racha Limestone Massif), *Journal of Geology* 07(4):822-829.
8. Avkopashvili, G., Gongadze, A., Gakhokidze, R., Avkopashvili, M. (2015). Phytoremediation of contaminated soils, contaminated with heavy metals from gold mine in Georgia. International conference-Applied Ecology: problems, innovations at Georgia.