ივ. ჯავახიშვილის სახელობის თბილისის სახელმწიფო
უნივერსიტეტი

ნუნუ ამირანის ასული ლაბარტყავა

დარიშხანის სულფიდური მადნების მოპოვება-გადამუშავების რაიონის (მდ. ლუხუნის ხეობა) ეკოქიმიური გამოკვლევა

ქიმიის მეცნიერებათა კანდიდატის სამეცნიერო ხარისხის
მოსაპოვებლად წარმოდგენილი

დ ი ს ე რ ტ ა ც ი ა

სპეციალობა 03. 00. 16 – ეკოლოგია (ქიმია)

სამეცნიერო ხელმძღვანელები: სუპატაშვილი გურამ
ქიმ. მეცნ. დოქტორი,
პროფესორი

ლორია ნათელა
ქიმ. მეცნ. კანდიდატი,
დოცენტი

თბილისი
2003

სარჩევი

შესავალი ---------- 5

თავი 1. ლიტერატურის მიმოხილვა

1.1. მდ. ლუხუნის ხეობის მოკლე ფიზიკურ-გეოგრაფიული დახასიათება ---------- 7

1.2. მდ. ლუხუნის ხეობის დარიშხანის საბადოები და მათ ბაზაზე მომუშავე რაჭის სამთო-ქიმიური ქარხნის პროდუქცია ---------- 9

1.3. ჰიდრო და ეკოქიმიური გამოკვლევები დარიშხანის სულფიდური მადნების მოპოვება-გადამუშავების რაიონში ---------- 10

1.4. დარიშხანი ბუნებრივ ობიექტებში ---------- 12

1.5. ანთიმონი ბუნებრივ ობიექტებში ---------- 18

1.6. მიკრორაოდენობა დარიშხანის განსაზღვრის მეთოდები ---------- 20

1.7. მიკრორაოდენობა ანთიმონის განსაზღვრის მეთოდები ---------- 26

თავი 2. ექსპერიმენტული ნაწილი

2.1. კვლევის ობიექტები. სინჯების აღების, მომზადებისა და ანალიზის მეთოდები ---------- 28

2.2. დარიშხანის განსაზღვრის ფოტომეტრული მეთოდი ვერცხლის დიეთილდითიოკარბამატის გამოყენებით 31

2.3. ანთიმონის განსაზღვრა ვერცხლის დიეთილდითიო-კარბამატის გამოყენებით ---------- 35

2.4. დარიშხანის და ანთიმონის ერთდროული განსაზღვრა ---------- 37

თავი 3. მდ. ლუხუნის ხეობის ანთროპოგენური დაბინძურების წყაროები

3.1. მაღაროების, დარიშხანის მადნის ნარეცხი და საპრეპარატო ქარხნის ჩამდინარე წყლების შედგენილობა ---------- 43

3.2. დარიშხანის სულფიდური მადნების ნამწვების მაკრო- და მიკროქიმიური შედგენილობა ---------- 44

3.3. სულფიდური მადნებიდან და მათი ნამწვიდან დარიშხანის და ანთიმონის გამორეცხვის დინამიკა 48

3.4. გოგირდი და ზოგიერთი სხვა ნორმირებული ელემენტი დარიშხანის სულფიდური მადნების ნამწვებში და მათი ოქსიდაცია. გამორეცხვის დინამიკა ---------- 55

თავი 4. მდ. ლუხუნის ხეობის ნიადაგების ეკოქიმიური გამოკვლევა

4.1. მდ. ლუხუნის ხეობის ნიადაგების ფიზიკურ-ქიმიური მახასიათებლები ---------- 61

4.2. დარიშხანი მდ. ლუხუნის ხეობის ნიადაგებში --------- 66

4.3. დარიშხანის მოძრავი ფორმები მდ. ლუხუნის ხეობის ნიადაგებში ---------- 71

თავი 5. მდ. ლუხუნის ჰიდრო- და ეკოქიმიური გამოკვლევის შედეგები

5.1. მდ. ლუხუნის წყლის მიკროქიმიური შედგენილობა 77

5.2. ბიოგენური ნივთიერებები მდ. ლუხუნის წყალში ---- 82

5.3. მიკროელემენტების გახსნილი ფორმები მდ. ლუხუნის წყლებში ---------- 84

5.4. დარიშხანი მდ. ლუხუნის წყალში ---------- 87
5.5. მდ. ლუხუნის ტივტივა ნატანისა და ფსკერული ნალექების ქიმიური შედგენილობა ---------- 94
5.6. დარიშხანი მდ. ლუხუნის ტივტივა ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში ---------- 95
5.7. გოგირდი ფსკერულ ნალექებში ---------- 102
5.8. მდ. ლუხუნის გავლენა მდ. რიონის ჰიდრო- და ეკოქიმიურ პარამეტრებზე ---------- 106
5.9. ეკოქიმიური ვითარება მდ. ლუხუნის ხეობაში ---------- 109
დასკვნები ---------- 116
გამოყენებული ლიტერატურა ---------- 119

შესავალი

თემის აქტუალობა. დარიშხანი და მისი ნაერთები ტოქსიკურობით გამოირჩევიან. ამიტომ მათი მოპოვება-გადამუშავების რაიონებში (ზემო რაჭა, ქვემო სვანეთი და სხვა) გამწვავებულია ეკოლოგიური ვითარება.

მიუხედავად ადრე ჩატარებული გამოკვლევებისა, მდ. ლუხუნის ხეობა (ზემო რაჭა) ეკოქიმიური თვალთახედვით არ იყო სრულყოფილად შესწავლილი, რაც ართულებდა რეალური ვითარების შეფასებას, მის მართვასა და პროგნოზირებას.

სამუშაოს მიზანს შეადგენდა: მიკრორაიონობა დარიშხანისა და ანთიმონის თანმიმდევრული განსაზღვრის ფოტომეტრული მეთოდის დამუშავება; მდ. ლუხუნის ხეობის წყლებში, ტივტივა ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში, ნიადაგებში, სულფიდური მადნების ნარჩენებსა და ნამწვებში საერთო დარიშხანისა და მისი ფორმების, აგრეთვე სხვა ნორმირებული ნივთიერებების განაწილების კანონზომიერებების დადგენა; სულფიდური მადნების ნარჩენებიდან და მათი ნამწვებიდან დარიშხანისა და სხვა ნორმირებული ნივთიერებების გამორეცხვის ინტენსივობისა და მდინარე ლუხუნის მიერ აუზიდან გატანილი გახსნილი და შეტივნარებული დარიშხანის რაოდენობის დადგენა; რაჭის სამთო-ქიმიური კომბინატის ფუნქციონირების შეწყვეტის შემდეგ ხეობაში მომხდარი ეკოქიმიური ძვრების ტემპისა და მასშტაბების შეფასება და პროგნოზირება.

სამუშაოს მეცნიერული ღირებულება და სიახლე. დამუშავებულია ბუნებრივ ობიექტებში მიკრორაიონობა დარიშხანისა და ანთიმონის თანმიმდევრული განსაზღვრის საიმედო ფოტომეტრული მეთოდი. ჩატარებულია მეთოდის ინტერკალიბრაცია და დადგენილია მეტროლოგიური მახასიათებლები. შექმნილია მდიდარი საინფორმაციო ბანკი მდ. ლუხუნის ხეობის ბუნებრივ ობიექტებში დარიშხანის, ანთიმონის და სხვა ნორმირებული ნივთიერებების განაწილების შესახებ. მდ. ლუ-

ხუნის ხეობის ნიადაგებში, ტიეტივა ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში შესწავლილია დარიშხანის სულფიდური და დაჟანგული ფორმების განაწილება და მისი გამორეცხვის დინამიკა დროში. ანთროპოგენური დარიშხანით დაბინძურებულ რაიონში პირველად არის გამოკვლეული თვითგაწმენდის პროცესების ინტენსივობა, რაც ეკოქიმიური პარამეტრების ობიექტური პროგნოზირების საშუალებას იძლევა.

სამუშაოს პრაქტიკული მნიშვნელობა. ბუნებრივ ობიექტებში მიკრორაოდენობა ანთიმონის განსაზღვრის მოწოდებული მარტივი მეთოდი ხელს შეუწყობს ანთიმონის ჰიდრო- და ეკოქიმიურ სფეროში არსებული ხარვეზის შევსებას. მიღებული ინფორმაციის საფუძველზე შესაძლებელია მდ. ლუხუნის ხეობის დაბინძურებული ობიექტებისა და უბნების დადგენა და ეკოქიმიური რუქის შედგენა. მომავალში, დარიშანის სულფიდური მადნების მოპოვება-გადამუშავების განახლების შემთხვევაში ჩვენს მიერ მიღებული ინფორმაციის საფუძველზე შესაძლებელი იქნება გარემოში ანთროპოგენური დარიშხანის ემისიის შემცირება და მოსალოდნელი ეკოლოგიური საფრთხის აცილება.

სამუშაოს აპრობაცია. სადისერტაციო ნაშრომის ცალკეული საკითხები მოხსენებულია: საქართველოში ჰიდროლოგიის პრობლემებისადმი მიძღვნილ რესპუბლიკურ სამეცნიერო-მეთოდურ კონფერენციაზე (თბილისი, 1987); გარემოს დაცვის რესპუბლიკურ სამეცნიერო-მეთოდურ კონფერენციაზე (თბილისი, 2000); საერთაშორისო ეკოლოგიურ კონგრესზე (სანკტ-პეტერბურგი, 2000).

პუბლიკაცია. სადისერტაციო თემის შესახებ გამოქვეყნებულია 10 ნაშრომი, აქედან სტატიის სახით – 5, თეზისების სახით – 5.

სადისერტაციო ნაშრომის მოცულობა. ნაშრომი მოიცავს 127 გვერდს, შედგება შესავლის, ლიტერატურის მიმოხილვის, ექსპერიმენტული ნაწილის, შედეგების განსჯის, დასკვნებისა და 102 დასახელების ლიტერატურისაგან, შეიცავს 47 ცხრილს და 12 ნახაზს.

თავი 1

ლიტერატურის მიმოხილვა

1.1. მდ. ლუხუნის ხეობის მოკლე ფიზიკურ-გეოგრაფიული დახასიათება

მდ. ლუხუნი რიონის მარჯვენა შენაკადია, რომელიც დასავლეთ საქართველოს ძირითად მდინარეს უერთდება სოფ. წესთან (ზემო რაჭა, ამბროლაურის რაიონი). მდინარე სათავეს იღებს ლეჩხუმის ქედის სამხრეთ კალთებზე, ზღვის დონიდან 2650მ [1]. მდინარის სიგრძე 39 კმ-ია, შენაკადების რაოდენობა 33-ია. აუზის ფართი 438 კმ^2, საშუალო აბსოლუტური სიმაღლე კი 1865 მ. წყლის საშუალო წლიური ხარჯი შესართავში 12,1 მ^3-ია წმ-ში [1], რაც დაახლოებით 4,7-ჯერ ნაკლებია მდ. რიონის ხარჯზე სოფ. წესთან.

მდ. ლუხუნისათვის დამახასიათებელია ძლიერი, ხანგრძლივი წყალდიდობა გაზაფხულზე, რაც სეზონური და მუდმივი თოვლის ინტენსიური დნობით აიხსნება [1]. მდინარის ხარჯი საკმაოდ მაღალია შემოდგომაზეც, რაც უხვი ატმოსფერული ნალექებითაა გამოწვეული. წყლის ყველაზე დაბალი დონე შეიმჩნევა ზამთარში (თებერვალი [1,2].

ფაქტობრივი მონაცემები მდ. ლუხუნის ხეობაში წლიურად ჩამოდენილი ატმოსფერული ნალექების რაოდენობაზე ჩვენთვის უცნობია. ახლომდებარე პუნქტებში (ონი, ამბროლაური) ეს სიდიდე 928-1078 მმ შეადგენს [4,3].

სავარაუდოა, რომ ხეობაში, განსაკუთრებით მის ზედა ზონაში, ნალექების რაოდენობა რამდენადმე მეტი უნდა იყოს [3]. არაპირდაპირი გზით (მდ. ლუხუნის წლიური ხარჯის, ხეობის ფართობის და აორთქლების კოეფიციენტის გათვალისწინებით [1,3] ხეობაში ნალექების საშუალო საორიენტაციო რაოდენობა 1200-1300 მმ უნდა იყოს.

მდ. ლუხუნის ხეობა გამოირჩევა რთული რელიეფით. მისი ზედა ნაწილი ძირითადად აგებულია კრისტალური ქანებისაგან. შუა ზონაში

ჭარბობს ფიქლები და ქვაქვიშები, ქვედაში კი კირქვები [1]. ზონალური განაწილება აქვს ნიადაგის საფარსაც. მდინარის სათავეში გავრცელებულია მთა-მდელოს, ქვემოთ მთის ეწერი მურა ნიადაგები [1,4].

ზემო რაჭა გამორჩეულია მინერალური რესურსების მრავალფეროვნებით (მოლიბდენი, ვერცხლისწყალი, ვოლფრამი, ბარიტი, პოლიმეტალური მადნები და სხვა) [5,6,7].

დარიშხანისა და ანთიმონის უნიკალური საბადოებია მდ. ლუხუნის სათავეში – მისი მარცხენა შენაკადის მადნისღელეს ხეობაში, სოფ. ურავიდან 25 კმ-ზე, 2200 მ სიმაღლეზე [6,7]. დარიშხან- და ანთიმონშემცველი მადნები (რეალგარი, აურიპიგმენტი, ანთიმონიტი) გავრცელებულია რაიონის სხვა უბნებშიც [6].

ზემო რაჭის მინერალური რესურსებიდან ასევე აღსანიშნავია ნაირტიპის მინერალური წყლები [5,7,8,9]. რამდენიმე ათეული მინერალური წყაროა მდ. ლუხუნის ხეობაშიც [5,10]. ისინი განლაგებულია სოფ. ურავსა და ლუხუნის შენაკად სოხორტულას შორის და მხოლოდ ადგილობრივი მოსახლეობა იყენებს.

მდ. ლუხუნის ხეობის მოსახლეობა პრაქტიკულად მთლიანად დასაქმებული იყო რაჭის სამთო-ქიმიურ ქარხანაში. მისი გაჩერება-გაჩანაგების შემდეგ მოსახლეობის ნაწილი დაკავებულია სოფლის მეურნეობით (საკარმიდამო ნაკვეთები, მეცხოველეობა). დარგის განვითარების მთავარი შემაფერხებელი ფაქტორი სასოფლო-სამეურნეო სავარგულების სიმცირეა.

ბოლო ათ წელიწადში ხეობის მოსახლეობის ინტენსიური მიგრაციის გამო, მათი ზუსტი რაოდენობის დადგენა ძნელია. მძიმე სოციალურ-ეკონომიკური პირობებისა და დარიშხანშემცველი ნაერთების ტოქსიკურობის გამო ხეობის მოსახლეობაში, შრომითი ჰიგიენისა და პროფდაავადებათა სამეცნიერო-კვლევითი ინსტიტუტის მონაცემებით, გახშირებულია დაავადებათა მძიმე ფორმები [11,12].

1.2. მდ. ლუხუნის ხეობის დარიშხანის საბადოები და მათ ბაზაზე მომუშავე რაჭის სამთო-ქიმიური ქარხნის პროდუქცია

მდ. ლუხუნის მარცხენა შენაკადის – მადნისღელეს ხეობაში 2200 მ სიმაღლეზე მდებარეობს დარიშხანის უნიკალური საბადო. საბადო 1930 წ. საფუძვლიანად გამოიკვლია ა. თვალჭრელიძემ. 1932 წლიდან დაიწყო მისი ექსპლუატაცია [7]. საბადო დაკავშირებულია ზედაიურულ-ქვეცარცული ფლიშის ზედა კარბონატულ წყებასთან და მიეკუთვნება ჰიდროთერმულ ტიპს. მთავარი მადნეული მინერალებია რეალგარი და აურიპიგმენტი. მცირე რაოდენობითაა არსენოპირიტი, ანთიმონიტი, პირიტი და სხვა [13]. დარიშხანის შემცველობა მადანში მერყეობს 7-20% შორის და საშუალოდ 8-9%-ია [7]. მადნებში სპექტრული ანალიზით დადგენილია ნიკელის, ვანადიუმის, ცირკონიუმის, ტიტანის და სხვა მინარევები. კვალის სახით გვხვდება ვერცხლი და ოქრო [6].

რთული კლიმატური პირობების გამო მადნის მოპოვება-გამოტანა ხდებოდა მხოლოდ წლის თბილ პერიოდში. საბადოს საშუალო წლიური წარმოება 2000 ტ შეადგენდა. თავდაპირველად მადნის გამოსაწვავი საამქრო სოფ. ურავის ტერიტორიაზე იყო. მოგვიანებით აშენდა ახალი საამქრო სოფლიდან 3 კმ მაღლა. საამქროს ტერიტორიაზე დასაწყობებული მადნის დაქუცმაცების, გარეცხვისა და ფლოტაციური მეთოდით გამდიდრების შემდეგ მიღებული კონცენტრატის (30-31% დარიშხანი [7]) გამოწვით 350-400^{0}C-ზე, მიიღებოდა დარიშხანოვანი ანჰიდრიდი. ტექნოლოგიური სქემით დასაშვები იყო დარიშხანის 10-15%-იანი დანაკარგი [14,15].

დარიშხანოვანი ანჰიდრიდიდან საპრეპარატო ქარხანაში (სოფ. ურავი) სამედიცინო მიზნებისა და ვეტერინარული სამსახურისათვის მზადდებოდა დარიშხანის მჟავა და კალის ჰიდროარსენატი; ნახევარგამტარებისა და ელექტრონული წარმოებისათვის სუფთა დარიშხანი,

ცეზიუმის ჰიდროარსენატი, სელენშემცველი პრეპარატები და სხვა [7]. დაგეგმილი იყო გამამდიდრებელი ფაბრიკის გამწმენდი ნაგებობების აგება, ნამწვებიდან იშვიათი ელემენტების გამოღება და ემალის წარმოება, ანთიმონისა და დარიშხანორგანული ნაერთების მიღება და სხვა [7].

1989 წლიდან წარმოება წამგებიანი გახდა, პროდუქციის ასორტიმენტი და რაოდენობა შემცირდა. 1993-1994 წლიდან დარიშხანის სულფიდური მადნების მოპოვება-გადამუშავება შეწყდა.

1.3. ჰიდრო- და ეკოქიმიური გამოკვლევები დარიშხანის სულფიდური მადნების მოპოვება-გადამუშავების რაიონში

ზემო რაჭის, მათ შორის მდ. ლუხუნის ხეობის ჰიდროქიმიური გამოკვლევა დაიწყო მე-19 საუკუნის მეორე ნახევარში მინერალური წყლების შესწავლით. 1916-1917 წწ-ში ვ. ბაბეს მიერ ჩატარებული იყო რაჭის მაზრის კომპლექსური გამოკვლევა (ჰავა, ჰიდროლოგია, გეოლოგია, მადნეული წყლები) [10]. ნაშრომში აღწერილია 67 (მათ შორის ლუხუნის ხეობის 4) მინერალური წყაროს ფიზიკურ-ქიმიური მახასიათებელი. ამ სფეროში დაგროვილი ფაქტობრივი მასალა სისტემატიზირებული იყო ს. ჩიხელიძის მიერ [5].

ხეობის შემდგომი გამოკვლევები დაკავშირებული იყო დარიშხანის საბადოების ჰიდროლოგიურ კვლევებთან და დარიშხანმომპოვებელი და გადამამუშავებელი საწარმოების ეკოქიმიურ პრობლემებთან.

სოფ. ურავის ახლომდებარე მინერალური წყლები 1957-1961 წწ-ში შესწავლილი იყო ი. მოსეშვილისა და გ. ჯოხაძის მიერ [16,17].

მათი მონაცემებით წყლებში დარიშხანის კონცენტრაცია 0,07-0,23 მგ/ლ ფარგლებში მერყეობს და საშუალოდ 0,14 მგ/ლ შეადგენს. მათ

მიერვე გამოკვლეული იყო დარიშხანის შემცველობა ხეობის ქანებისა და ნიადაგების რამდენიმე სინჯში [18,19].

ბ. ზაუტაშვილის მიერ შესრულებულ საქართველოს სასარგებლო წიაღისეულთა ჰიდროგეოქიმიურ გამოკვლევათა ციკლში საფუძვლიანად იყო შესწავლილი ურავის საბადოებიც [9,20,21]. დადგენილია მიწისქვეშა წყლების ფორმირების თავისებურებები, დარიშხანის და სხვა თანამგზავრი ელემენტების განაწილების კანონზომიერებები და კორელაციური კავშირები სხვა ჰიდროქიმიურ პარამეტრებთან.

დარიშხანის სულფიდური მადნების მოპოვება და გადამუშავება მავნე წარმოებათა რიგს მიეკუთვნება. ამიტომ რაჭის სამთო-ქიმიური ქარხანა სან-ჰიგიენისტების ყურადღების ობიექტი იყო. შრომის ჰიგიენისა და პროფდაავადებათა სამეცნიერო-კვლევითი ინსტიტუტის თანამშრომლების მიერ, სხვა საკითხებთან ერთად, შესწავლილი იყო ანთროპოგენური დარიშხანით ჰაერის, ნიადაგისა და სხვ. დაბინძურების ხარისხი [22,23].

მიუხედავად ზემოთ აღნიშნულისა, დაგროვილი ინფორმაცია არ იყო საკმარისი მდ. ლუხუნის ხეობაში გართულებული ეკოქიმიური ვითარების ობიექტური შეფასებისათვის. კერძოდ, არაფერი იყო ცნობილი ატმოსფერულ ნალექებში, მდ. ლუხუნის წყალში, ტივტივა ნატანისა და ფსკერულ ნალექებში, მცენარეულ საკვებ პროდუქტებში და სხვა ობიექტებში ნორმირებული ანთროპოგენური ნივთიერებების განაწილებაზე.

1982-1985 წწ-ში რაჭის სამთო ქიმიური ქარხნის დაკვეთით, თსუ ანალიზური ქიმიის კათედრის თანამშრომელთა (გ. სუპატაშვილი, ნ. ლორია, ნ. კარსანიძე, ნ, ლაბარტყავა) მიერ ჩატარდა მდ. ლუხუნის ხეობის კომპლექსური ჰიდრო- და ეკოქომიური გამოკვლევა. დადგენილი და რაოდენობრივად იყო შეფასებული ანთროპოგენური დარიშხანის ემისიის წყაროები, მისი ექსტრემალური და საშუალო კონცენტრაციები

გარემოს ობიექტებში, დამუშავებული იყო შესაბამისი პრაქტიკული რეკომენდაციები [24,25].

1994-2000 წწ ხეობის ეკოქიმიური კონტროლი, გასაგები მიზეზების გამო, მხოლოდ ეპიზოდურ ხასიათს ატარებდა. ამასთან ხეობაში შექმნილი ვითარება იძლეოდა უნიკალური ეკოქიმიური ინფორმაციის მიღების საშუალებას – რა ცვლილებები ხდებოდა გარე-მოში დაბინძურების მძლავრი ანთროპოგენური წყაროს ფუნქციო-ნირების შეწყვეტის შემდეგ. საერთაშორისო ფონდის „ღია საზო-გადოება – საქართველოს“ დახმარებით 2001-2002 წწ-ში მოხერხდა სა-მუშაოების განახლება და დამთავრება. ნაშრომში 1982-1985 წწ-ში მიღებული ინფორმაცია გამოყენებულია შესადარებელ მასალად.

1.4. დარიშხანი ბუნებრივ ობიექტებში

გარემოს გამაბინძურებელ პრიორიტეტულ ელემენტთა შორის მნიშვნელოვანია დარიშხანის როლი, რაც მისი და მისი ნაერთების ტოქსიკურობით, მიგრაციისა და ტრანსფორმაციის გზების მრავალფე-როვნებით აიხსნება.

დარიშხანით გარემოს გაჭუჭყიანების საკითხი განსაკუთრებით აქტუალურია საქართველოსათვის, რადგან ზემო რაჭასა (სოფ. ურავი) და ქვემო სვანეთში (სოფ. ცანა, ყორულდაში) ფართო მასშტაბით მიმდინარეობდა დარიშხანშემცველი სულფიდური მადნების (რეალგარი, აურიპიგმენტი, არსენოპირიტი და სხვ.) მოპოვება და გადამუშავება. მიუხედავად იმისა, რომ დარიშხანის წარმოება დღეს შეჩერებულია, მადნები და წარმოების ნარჩენები კვლავ რჩება გარემოს გაჭუჭყია-ნების ლოკალურ, მაგრამ მძლავრ წყაროდ.

საერთოდ, გარემოს ანთროპოგენური დარიშხანით დაბინძურების გამოვლენა სიძნელეს არ წარმოადგენს. მაგრამ ამ საკითხის ერთმნი-

შენელოვნად გადაწყვეტა რთულდება დარიშხანის განაწილების მიმართ ენდოგენურ რეგიონებში. ქანებში, ნიადაგებში, ბუნებრივ წყლებში და სხვა ობიექტებში დარიშხანის ბუნებრივად მაღალი კონცენტრაციები ტექნოგენური დარიშხანის წილის გამოვლენას აძნელებს.

მიუხედავად ძლიერტოქსიკურობისა, დარიშხანი მცირე კონცენტრაციებით ცოცხალ ორგანიზმებში, მათ შორის ადამიანის ორგანიზმშიც გვხვდება (დაახ. 8-10მკგ/გ).

ჰაერი და ატმოსფერული ნალექები.

ელემენტების დაბალი ფონური შემცველობის გამო ატმოსფერო და ატმოსფერული ნალექები გარემოს გაჭუჭყიანების კონტროლისათვის ყველაზე შესაფერისი სფეროა.

ჰაერში დარიშხანის განაწილება პრაქტიკულად შესწავლილი არ არის. გეოფიზიკის ინსტიტუტის მონაცემებით საქართველოს ზოგიერთ დასახლებულ და სამრეწველო პუნქტში დარიშხანის შემცველობა 0,1-24,3 მგ/მ^3 ფარგლებშია (ზდკ: სამრეწველო რაიონებისათვის – 0,5 მგ/მ^3; დასახლებული პუნქტებისათვის – 0,003 მგ/მ^3) [25,34].

საჰაერო აუზის ტექნოგენური ნივთიერებით დაბინძურება ყველაზე კარგად ატმოსფერული ნალექების ქიმიურ შედგენილობაზე აისახება. საქართველოს ატმოსფერულ ნალექებში დარიშხანის შემცველობა მერყეობს 0,0-2,0 მკგ/ლ ფარგლებში და საშუალოდ 1,2 მკგ/ლ ტოლია [26].

სოფელ ურავის ატმოსფერული ნალექები თავისი ქიმიური შედგენილობით ტიპიურია საქართველოს მთიანეთის ზონისათვის. ინერალიზაცია 1,8-23,6 მგ/ლ ფარგლებშია და საშუალოდ 8,5 მგ/ლ ტოლია.

ზედაპირული წყლები.

ზედაპირულ მტკნარ წყლებში დარიშხანის შემცველობა 0,0-11,6 მკგ/ლ-მდე იცვლება [27]. სხვადასხვა რეგიონის წყლებისათვის იშვიათი გამონაკლისის გარდა დარიშხანის საშუალო კონცენტრაციები ახლოსაა ერთმანეთთან 1,0-2,7 მკგ/ლ [28]. ანომალურად მაღალი კონცენ-

ტრაციები დაფიქსირებულია დარიშხანის მადნების გამომრეცხავ წყლებში და იმ წყალსაცავებში, რომელთა კვებაში დარიშხანშემცველი მინერალური წყლები იღებენ მონაწილეობას [16, 26].

დარიშხანით ბუნებრივი წყლების დაბინძურების წყარო შეიძლება დარიშხანშემცველი პესტიციდებიც იყოს.

მდ. ლუხუნის ხეობაში 1982-85 წწ-ში ჩატარებული ეკოქიმიური გამოკვლევებით მიღებული შედეგებიდან ჩანდა, რომ ანთროპოგენური დარიშხანის ეოლური ემისიის ძირითადი წყარო იყო სულფიდური მადნის გამოსაწვავი საამქრო. მდ. ლუხუნი ძირითადად ჭუჭყიანდებოდა მადანსაცავის და მისი ნამწვის ნარეცხი წყლებით, გამამდიდრებელი ფაბრიკის და საპრეპარატო ქარხნის ჩამდინარე წყლებით. შედარებით უმნიშვნელო იყო მაღაროს წყლების გავლენა მათი მცირე დებიტის გამო [24, 26].

დარიშხანის დიდი ნაწილი მდინარის წყლებში შეწონილი სახით ტრანსპორტირდება, რაც ერთის მხრივ განპირობებულია დარიშხანის სულფიდური მადნების მცირე ხსნადობით, მეორეს მხრივ არსენატებისა და არსენიტების კარგი სორბციის უნარით.

ლიტერატურის მონაცემებით, ლამებში და მყარ ნატანში დარიშხანის შემცველობა 0,5-306 მგ/კგ (საშუალოდ 5,0-22,1 მგ/კგ) აღწევს [29,30]. შეტივნარებული დარიშხანის შემცველობა საქართველოს მდინარეებში 0,1-დან 46,3 მკგ/ლ-მდე იცვლება, რაც საერთო დარიშხანის 4-96% შეადგენს (საშუალოდ 77%). შეტივნარებული დარიშხანის რეგიონალური და შიგაწლიური განაწილება განპირობებულია წყლის სიმღვრივით და მდინარის აუზის სიმაღლით. სიმღვრივის გაზრდით იზრდება დარიშხანის როგორც საერთო, ასევე შეტივნარებული რაოდენობა. ასეთივე დამოკიდებულებაა მდინარის აუზის სიმაღლესა და შეტივნარებული დარიშხანის რაოდენობას შორის [27,87].

ლამებში დარიშხანის შემცველობა კიდევ უფრო მაღალია, ვიდრე მყარ ნატანში. გამონაკლისს წარმოადგენს ტექნოგენური ნივთიერებებით დაბინძურებული რაიონები (მდინარეები, დებედა და ლუხუნი). მდინარის ლამებში დინების მიმართულებით დარიშხანის შემცველობა იზრდება. ცხადია, აქ სედიმენტაციურ დახარისხებასთან ერთად დიდ როლს თამაშობს მისი ანთროპოგენური წყაროები. შეინიშნება დარიშხანის დაგროვების ტენდენცია ლამების ზედა ჰორიზონტებში, რაც ანთროპოგენური ფაქტორების გავლენით აიხსნება, თუმცა არ შეიძლება გამოირიცხოს დარიშხანის გადანაწილება ქვედა ფენებიდან ზედა ფენაში დიაგენეზის პროცესში [27].

მინერალური წყლები

დარიშხანის რაოდენობის და მისი ფორმების განსაზღვრა განსაკუთრებულ მნიშვნელობას იძენს მინერალურ წყლებში.

ბალნეოლოგიური თვალსაზრისით, სამკურნალო წყლებს მიეკუთვნება ის მინერალური წყაროები, რომლებშიც დარიშხანის შემცველობა 0,7 მგ/ლ-ს აღემატება [8,9].

დარიშხანის შემცველობა საქართველოს ნახშირმჟავა წყლებში ფართო საზღვრებში ვარირებს. გ. ჯოხაძის მონაცემებით, აღმოსავლეთ საქართველოს მინერალურ წყლებში დარიშხანის შემცველობა 10-20 მკგ/ლ ფარგლებშია, დასავლეთ საქართველოს წყლებში 4-100 მკგ/ლ [18].

დარიშხანის საშუალო შემცველობა და ფარდობითი კონცენტრაცია განსაკუთრებით მაღალია კავკასიონის ქედის სამხრეთი ფერდობის ნახშირმჟავა წყლებში (130 მკგ/ლ-დან 4 მგ/ლ-მდე) [20].

სოფ. ურავის მიმდებარე ტერიტორიაზე არსებული ზოგიერთი მინერალური წყლის გამოკვლევა ჩატარებული აქვთ გ. ჯოხაძეს და ი. მოსაშვილს [16, 17]. მათი მონაცემებით დარიშხანის შემცველობა ამ წყლებში მერყეობს 0,07-0,23 მგ/ლ ფარგლებში და საშუალოდ 0,14

მგ/ლ-ის ტოლია. სხვა მონაცემებით [20] აქ განლაგებულ მინერალურ წყლებში აღმოჩენილია დარიშხანის ანომალურად მაღალი შემცველობები 5-6 მგ/ლ.

[31] ნაშრომში გათვლილია დარიშხანის ფორმები მინერალურ წყლებში. დარიშხანის მაღალი შემცველობებისათვის უფრო ხელსაყრელი უნდა იყოს ნატრიუმიანი არე, ვინაიდან ნატრიუმის არსენატები ხსნადია, კალციუმის არსენატების ხსნადობა კი უმნიშვნელოა. ავტორთა აზრით, დარიშხანის გამადნებასა და ნახშირმჟავა წყლებში მის შემცველობას შორის კავშირი რთული ხასიათისაა. ექსპერიმენტულად დადგენილი იყო, რომ გარკვეულ პირობებში (pH<6,4; ნახშირორჟანგის კონცენტრაცია C_{CO_2}>3 გ/ლ) რეალგარი და აურიპიგმენტი არ იხსნება. მათი ხსნადობა იზრდება წყლის ტემპერატურისა და pH-ის ზრდასთან ერთად. დარიშხანშემცველი მადნები არ შეიძლება განვიხილოთ როგორც ნარშირმჟავა მინერალურ წყლებში დარიშხანის არსებობის ძირითადი წყარო. სავარაუდოდ, წყლებსაც და მადნებსაც საერთო გენეტიკური წყარო გააჩნიათ. დიდ როლს თამაშობენ დანალექი ქანები. ნახშირმჟავა დარიშხანიანი წყლების ფორმირებისათვის აუცილებელია: დარიშხანით გამდიდრებული დანალექი და ვულკანური ქანების არსებობა, აგრეთვე სტრუქტურაში ქლორიდული წყლების და გეოთერმული დაძაბულობის არსებობა [31].

განსხვავებული ვარაუდია გამოთქმული ლიტერატურაში არსებულ სხვა ნაშრომებში [20, 32]. ავტორთა აზრით, ჰიპერგენეზის ზონაში ხსნარში დარიშხანის გადასვლა დაკავშირებულია დარიშხანის მადნური მინერალების (არსენოპირიტი, რეალგარი, აურიპიგმენტი და სხვ.) დაჟანგვასა და დაშლასთან. არსენოპირიტული მადნების შემთხვევაში დარიშხანის ხსნად ფორმაში გადასვლა შემდეგი სქემით ხდება: არსენოპირიტი→სკოროდიტი→ლიმონიტი→დარიშხანმჟავა→არსენატები (სპილენძის, ტყვიის, თუთიის, რკინის, კალციუმის და სხვ.). წარმოქ-

მნილი არსენატები, წყლების, განსაკუთრებით მჟავე წყლების ხანგრძლივი ზემოქმედების შედეგად გადადიან ხსნარში და მიგრირებენ. რეალგარის და აურიპიგმენტის დაჟანგვის საბოლოო პროდუქტია არსენოლიტი, რომელსაც მიგრირების კარგი უნარი აქვს [20, 32].

მადნის წყლები. ლუხუნის დარიშხანის საბადოს ციცაბო ფერდობზე მდებარეობა განაპირობებს მიწისქვეშა წყლების კარგ დრენირებას. ბ. ზაუტაშვილის მონაცემებით [21] მადნის წყლებში დარიშხანის შემცველობა გადიდებულია 150-დან 600 მკგ/ლ-მდე. დარიშხანის მაღალი შემცველობით ხასიათდება შტოლნებიდან გამოსული წყლები. მდ. უხუნის ერთ-ერთი შენაკადის, მადნისღელეს წყალში, რომელიც მყინვარით და შტოლნებიდან გამოსული წყლებით იკვებება, საბადოდან 1,0-1,5 კმ-ში დარიშხანის შემცველობა 40 მგ/ლ აღწევს [21].

ნიადაგები. დარიშხანის შემცველობა ნიადაგებში ფართო ინტერვალში მერყეობს $2 \cdot 10^{-4}$ – $3{,}1 \cdot 10^{-3}$% და საშუალოდ $5 \cdot 10^{-4}$%-ის ტოლია [35].

ამოფრქვეული ქანები ჩვეულებრივ ღარიბია დარიშხანით, საშუალო შემცველობა შეადგენს 2,0 მგ/კგ კრისტალურ ფიქლებში დარიშხანის შემცველობა 2-18 მგ/კგ-ია, თიხა ფიქლებში – 5-15 მგ/კგ; კირქვებში – 1-2 მგ/კგ [36].

დარიშხანის შედარებით მაღალი კონცენტრაციები შემჩნეულია რუხ-ყავისფერ ნიადაგებში. იგი არ წარმოადგენს მომწამლავ დოზას და პირიქით, სასურველია სოფლის მეურნეობისათვის [2].

ენდოგენურ რაიონებში დარიშხანის შემცველობა შეიძლება ანომალურად მაღალი იყოს. მაგალითად, ინგლისის სამხრეთ-დასავლეთი რეგიონების ნიადაგებში დარიშხანის შემცველობა საშუალოდ 309 მკგ/გ ტოლია (ზოგ ადგილებში 900 მკგ/გ-ს აღწევს). ანომალიას იწვევს საბადოები და ფოლადსადნობი ქარხნების პროდუქტები. ანტროპოგენური ზემოქმედების გამო დარიშხანის შემცველობა გაზრდილი იყო ქ. რუსთავის შემოგარენის ნიადაგებშიც ($3 \cdot 10^{-4}$ – $9 \cdot 10^{-3}$, საშუალო $2{,}2 \cdot 10^{-3}$%) [16].

ზემო რაჭის და ლეჩხუმის ნიადაგებში (მდ. ლუხუნის ხეობის გარდა) დარიშხანის შემცველობა ფართო ინტერვალში იცვლება. ექსტრემალური მნიშვნელობებია 5-135 მგ/კგ და საშუალოდ 14-21 მგ/კგ შეადგენს, რაც ამ რაიონისათვის ფონურ მნიშვნელობად შეიძლება მივიღოთ [33, 34].

ნიადაგებში დარიშხანის ფორმების განაწილება ამ ნიადაგის თვისებებზეა დამოკიდებული. ელემენტი შეიძლება იმყოფებოდეს სხვადასხვა სხნადობის მქონე ინდივიდუალური ქიმიური ნაერთის სახით. ადსორბირებულ მდგომარეობაში, პირველადი და მეორადი მინერალების შედგენილობაში, კომპლექსურ ნაერთში ორგანულ ნივთიერებებთან. ეს უკანასკნელნი მიკრობების ზემოქმედების შედეგად სწრაფად იშლებიან. ლიტერატურაში არ მოიპოვება ცნობები დარიშხანსა და სპეციფიკურ ჰუმუსურ ნივთიერებებს შორის კავშირზე [37]. დარიშხანის ანიონური ბუნების გამო As(III) და არც As(V) ფულვომჟავასთან (FA) კომპლექსს არ წარმოქმნის [38].

დარიშხანის უმეტესი ნაწილი ნიადაგში იმყოფება რკინასთან (მჟავე ნიადაგები) ან კალციუმთან (კარბონატული ნიადაგები) ნაერთის სახით. რკინასთან ნაერთების წილი ნიადაგებში, რომელთა pH=4,4–5,0, შეადგენს 20-90%-ს; ალუმინთან ნაერთების – 8-50%-ს; კალციუმთან – 20%-მდე [37, 39].

1.5. ანთიმონი ბუნებრივ ობიექტებში

ანთიმონი და მისი ნაერთები გამოირჩევიან ტოქსიკურობით. მისი ზღვრული დასაშვები კონცენტრაცია სასმელ წყლებში და საკვებ პროდუქტებში საერთაშორისო ორგანიზაციების ნორმატივებით, შესაბამისად 0,003-0,05 მგ/ლ და 7-50 მგ/კგ-ია [28-40]. მიუხედავად ამისა, ფაქტობრივი მონაცემები ბუნებრივ ობიექტებში ანთიმონის განაწი-

ლების შესახებ მწირია, რაც დაბალი კონცენტრაციებით და მეთოდური სიძნელეებით აიხსნება.

ანთიმონის კლარკი 0,2-1 მგ/კგ-ის ტოლია [41, 42]. დაახლოებით ასეთივეა ანთიმონის შემცველობა ნიადაგებში (0,05-4; საშუალო – 0,6-1,8 მგ/კგ) [40, 42] და მდინარეების ტივტივა ნატანში (0,4-2,4; საშუალო – 1,4 მგ/კგ) [43]. ოკეანის წყლებში 0,2-0,6 გახსნილი და 0,001 მგ/ლ შეტივნარებული ანთიმონია ნაპოვნი [29, 30, 43, 44].

მიწისქვეშა წყლებში (ჰიპერგენეზის ზონა) ანთიმონის შემცველობა დაბალია (1,1-1,5 მკგ/ლ). უფრო ღრმა ფენებში მისი კონცენტრაცია იზრდება და 10-15 მკგ/ლ აღწევს (საშუალო 1-3,3 მკგ/ლ) [21, 29].

ზედაპირულ წყლებში 0,07-3,3 გახსნილი და 0,02-0,9 მკგ/ლ შეტივნარებული ანთიმონია ნაპოვნი [29, 43, 45]. ვარაუდობენ, რომ ჰიდროსფეროში მისი შემცველობის ძირითადი ფორმებია SbO_3^-, $HSbO_2^0$, $Sb(OH)_3^0$ და $Sb(OH)_6^{3-}$ [21, 44, 46].

დადგენილია პირდაპირი კავშირი წყლებში ანთიმონსა და $C_{ორგ.}$ კონცენტრაციებს შორის. ვარაუდობენ, რომ ანთიმონი ჰუმუსურ მჟავებთან წარმოქმნის რთული შედგენილობის კომპლექსებს [47]. დადგენილია, რომ FA თანაობისას ანთიმონის ჰიდროქსიდის ხსნადობა რამდენჯერმე იზრდება ანიონური კომპლექსის $[Sb(OH)_2FA]$ წარმოქმნის გამო [38].

ანთიმონის მძლავრი ლოკალური წყაროა ანთიმონშემცველი მადნების ნარეცხი წყლები [24]. ბ. ზაუტაშვილის მონაცემებით [21] ზემო სვანეთისა და რაჭის (ზოფხიტოს) წყლები 6-დან 26 მკგ/ლ ანთიმონს შეიცავენ.

ბუნებრივ წყლებსა და ნიადაგებში ანთიმონის შემცველობაზე შესამჩნევ გავლენას ახდენს ანთროპოგენური ფაქტორები [40, 42, 48]. ჩამდინარე წყლების გავლენით ანთიმონის შემცველობა ნიადაგებში

ფონთან შედარებით თითქმის ოთხჯერ არის გაზრდილი (0,6 და 2,3 მგ/კგ) [40].

გარემოს დაბინძურების უფრო მძლავრი წყაროა ფერადი მეტალურგია. სპილენძსადნობი ქარხნის მიმდებარე ნიადაგებში 10-200 მგ/კგ ანთიმონია (ფონი 0,3-1 მგ/კგ) [42, 48]. ასეთ რეგიონებში ანთიმონის შემცველობა გაზრდილია მცენარეებშიც (7-50 მგ/კგ მშრალ მასაში, ფონი 0,1-1 მგ/კგ) [40, 42].

ლიტერატურაში არსებული მასალის ანალიზი გვიჩვენებს, რომ ჰიდროსფეროში ანთიმონის განაწილების კანონზომიერების დასადგენად ჯერ კიდევ საჭიროა ფაქტობრივი ინფორმაციის დაგროვება. ამ თვალთახედვით, განსაკუთრებულ ინტერესს იწვევს ანთიმონისა და დარიშხანის საბადოების ზონის ნიადაგი, ზედაპირული წყლები, შესაბამისი საწარმოების ნარჩენები და ჩამდინარე წყლები.

1.6. მიკრორაოდენობა დარიშხანის განსაზღვრის მეთოდები

დარიშხანი და მისი ნაერთები ტოქსიკურობით გამოირჩევიან, ამიტომ მათი შემცველობა ბუნებრივ ობიექტებში მკაცრად ნორმირებულია.

ჩვეულებრივ, დარიშხანის კონცენტრაცია ზედაპირულ წყლებში რამდენიმე მკგ/ლ შეადგენს, ზღვრული დასაშვები კონცენტრაცია სასმელი წყლისთვის 10-50 მკგ/ლ [49, 50]. ნიადაგებში დარიშხანის შემცველობა 3-5 მგ/კგ [41, 51, 52], ზღვრული დასაშვები კონცენტრაცია სსრკ-ის 1991 წლის სტანდარტის მიხედვით 20 მგ/კგ (ფონის გათვალისწინებით) [53]. აქე-დან გამომდინარე, ბუნებრივ ობიექტებში დარიშხანის განსაზღვრი-სათვის აუცილებელია მაღალმგრძნობიარე ქიმიური და ფიზიკურ-ქიმიური მეთოდების გამოყენება.

მოცულობითი მეთოდებიდან დარიშხანის განსაზღვრისათვის გამოყენებული იყო მიკროიოდომეტრული მეთოდი [54, 55]. მეთოდი სპეციფიურია, მაგრამ დაბალმგრძნობიარე (განსასაზღვრავი მინიმუმი 40-50 მკგ).

მცირე რაოდენობა დარიშხანის რაოდენობრივი განსაზღვრისათვის ფართოდაა გამოყენებული ფოტოკოლორიმეტრული და სპექტროფოტომეტრული მეთოდები [54, 56, 57, 58], რომლებიც პირობითად შეიძლება სამ ჯგუფად დაიყოს:

1) მეთოდები, რომლებიც ემყარება დარიშხანის აღდგენას ელემენტარულ მდგომარეობამდე სხვადასხვა აღმდგენელთა მოქმედებით;

2) მეთოდები, რომლებიც ემყარება შეფერილი კომპლექსების წარმოქმნას;

3) მეთოდები, რომლებიც დაკავშირებულია დარიშხანის აღდგენაზე დარიშხანწყალბადამდე.

მეთოდების პირველ ჯგუფს განეკუთვნება დარიშხანის განსაზღვრის ჰიპოფოსფატური მეთოდი: მჟავა არეში დარიშხანის ხსნად შენაერთებზე ნატრიუმის ჰიპოფოსფიტის მოქმედებით წარმოიქმნება ყავისფრად შეფერილი კოლოიდური ხსნარი, რომლის შეფერვის ინტენსიობა იზრდება დარიშხანის კონცენტრაციის ზრდასთან ერთად [59]. მეთოდი მოდიფიცირებული იყო გ. ჯოხაძის მიერ [17].

ელემენტარული დარიშხანის წარმოქმნაზეა დაფუძნებული მარშბლომენდალის მეთოდი, რომელიც გამოირჩევა დიდი სიზუსტით, მაგრამ აპარატურის სირთულის გამო მხოლოდ საკონტროლო ან არბიტრაჟული ანალიზებისათვის გამოიყენება [59].

მცირე რაოდენობა დარიშხანის განსაზღვრის ფოტომეტრული მეთოდების ჯგუფი ემყარება დარიშხან-მოლიბდენის ლურჯის მიღების რეაქციას [52, 57, 59, 60]. As(V) მჟავა არეში ამონიუმის მოლიბდატთან წარმოქმნის ყვითელი ფერის დარიშხანოვან-მოლიბდენოვან ჰეტეროპო-

ლიმჟავას. აღმდგენლებთან (ჰიდრაზინ-სულფატი, კალას ქლორიდი, ასკორბინის მჟავა და სხვ.) ურთიერთქმედებისას წარმოიქმნება ინტენსიური ლურჯი ფერის პროდუქტი, რომელიც დარიშხანოვან-მოლიბდენის ლურჯის სახელითაა ცნობილი (λ=800 ნმ; $\varepsilon=3{,}0\cdot10^4$) [52, 59]. მეთოდი რეკომენდებულია სასმელ წყალში დარიშხანის განსაზღვრისათვის ГОСТ 4152-89.

დარიშხანის განსაზღვრისათვის წარმატებით გამოიყენებოდა გუტცაიტის მეთოდი [54, 57, 59]. მეთოდს საფუძვლად უდევს დარიშხანის აღდგენა არსინამდე AsH_3, რომელიც ვერცხლისწყლის ბრომიდით გაჟღენთილ ფილტრის ქაღალდზე წარმოქმნის შეფერილ ლაქას. ლაქ-ფილტრაციული მეთოდი მაღალმგრძნობიარეა, შესაძლებელია 0,2-5 მკგ დარიშხანის განსაზღვრა 25 მლ-ში [57, 59].

დარიშხანის ფოტომეტრული განსაზღვრისათვის ფართო გამოყენება აქვთ ორგანულ რეაქტივებს. მათგან აღსანიშნავია ვერცხლის დიეთილდითიოკარბამატი AgDDTK [54, 56, 57, 61, 62].

მეთოდი დაფუძნებულია დარიშხანის გადაყვანაზე არსინში AsH_3, რომელიც შთაინთქმება ვერცხლის დიეთილდითიოკარბამატის პირიდინიანი [61, 56] ან ქლოროფორმიანი [54, 62] ხსნარით და წარმოქმნის მოწითალო-იისფერ შეფერილობას (λ=535 ნმ; $\varepsilon=1{,}4\cdot10^4$). მეთოდი შესაძლებლობას იძლევა განისაზღვროს 2,5 მკგ დარიშხანი 5 მლ-ში [54].

არსინსა და AgDDTK შორის მიმდინარე რეაქციის სავარაუდო მექანიზმი მოწოდებული იყო ბოდეს და ჰახმანის მიერ [54, 56].

$AsH_3 + 6\ AgDDTK \rightarrow AsAg_3 3AgDDTK + 3HDDTK$

$AsAg_3 3AgDDTK + 3NR_3 + 3HDDTK \rightarrow 6Ag + As(DDTK)_3 + 3(NR_3H)DDTK$

სადაც DDTK აღნიშნავს დიეთილდითიოკარბამატის ანიონს, NR_3-ორგანული ფუძეა, რომელიც აუცილებელია საბოლოო პროდუქტების ფორმირებისათვის, რომელთა შორის კოლოიდური დისპერსიული ვერცხლი განაპირობებს ფერის წარმოქმნას [63].

[64] ნაშრომში შესწავლილი იყო რეაგენტის (AgDDTK) ქლოროფორმიან ხსნარზე ზოგიერთი ამინის (ეთანოლამინის, ეთილენდიამინის, დი-ენ-პროპილამინის და ტრიეთანოლამინის) დამატების გავლენა სინათლის შთანთქმაზე. დადგენილ იქნა, რომ ვერცხლის ზოლის მიერ სინათლის შთანთქმა პირველადი ამინების, კერძოდ ეთანოლამინის გამოყენებისას მაქსიმალურია [64].

დარიშხანი, როგორც მეტალოიდი, წყალხსნარებში წარმოქმნის დარიშხანისა და დარიშხანოვანი მჟავას მდგრად ანიონებს AsO_3^{3-} და AsO_4^{3-}. კათიონებს დარიშხანი წყალხსნარებში არ წარმოქმნის. As^{+3} და As^{+5} ჰიპოთეტიურ იონებს წარმოადგენენ [65].

არსინის მისაღებად საჭიროა სხვადასხვა აღმდგენლის მოქმედებით As^{+5}-ის გადაყვანა As^{-3} ($As^{+5} \rightarrow As^{+3} \rightarrow As^{0} \rightarrow As^{-3}$). აღმდგენლებად ლიტერატურაში მოწოდებულია გოგირდის ორჟანგი SO_2 [66], კალიუმის იოდიდი – KI და კალას ქლორიდი – $SnCl_2$ [54, 57, 61, 62, 67], ნატრიუმის ბორჰიდრიდი $NaBH_4$ [68]. აღდგენის პროცესში მონაწილეობას იღებს თუთიაც [69].

ბოლო ხანებში არსინის მისაღებად ფართოდ გამოიყენება ნატრიუმის ბორჰიდრიდი [68, 70]. pH=3-5 რეაგენტი ამორჩევით რეაგირებს As(III)-თან არსინის წარმოქმნით. უფრო მჟავა ხსნარებში (1M HCl) $NaBH_4$ ერთდროულად ურთიერთქმედებს As(V) და As(III)-თან. ეს სამდა ხუთვალენტიანი დარიშხანის ფრაქციული განსაზღვრის საშუალებას იძლევა [68].

ვერცხლის დიეთილდითიოკარბამატით დარიშხანის განსაზღვრას ხელს უშლის ანთიმონი [54, 57, 64]. იგი წარმოქმნის სტიბინს SbH_3, რომლის AgDDTK-თან ურთიერთქმედების შედეგად მიიღება არსინის მსგავსი შეფერილობის ნაერთი, თუმცა შეფერვის ინტენსივობა

ნაკლებია. ანთიმონის ხელისშემშლელ გავლენას კალას ქლორიდის გაზრდილი რაოდენობის დამატებით იცილებენ [54, 57].

დარიშხანის განსაზღვრას ხელს უშლის აგრეთვე სპილენძი (II) და რკინა (III), თუ საანალიზო ხსნარში მათი შემცველობა აღემატება შესაბამისად 0,25 და 0,19 მგ/მლ; 10 მგ/მლ-ზე მეტი ვოლფრამი (VI) და 0,4 მგ/მლ-ზე მეტი ვანადიუმი [54, 68, 70]. ამ იონების ხელისშემშლელი მოქმედების თავიდან აცილება სარეაქციო არეში კალას ქლორიდის შეტანით ხდება. ვოლფრამის უფრო დიდი რაოდენობის შენიღბვა მჟაუნმჟავით არის შესაძლებელი [54, 57].

გოგირდწყალბადის და მერკაპტანების ხელისშემშლელი მოქმედების თავიდან ასაცილებლად აირნაკადს ატარებენ ტყვიის აცეტატით გაჟღენთილ ბამბის ფენაში [54].

გარდა ფოტომეტრულისა, ფიზიკურ-ქიმიური მეთოდებიდან დარიშხანის განსაზღვრისათვის მოწოდებულია ფლუორესცენტული, ნეფელომეტრული, პოლაროგრაფიული, კულონომეტრული, რადიომეტრული მეთოდები [52, 54, 63].

ფლუორესცენტული მეთოდები ნაკლებად გამოიყენება, ვინაიდან მგრძნობიარობა დაბალია და შესასრულებლადაც მოუხერხებელია (საჭიროა ლუმინესცენციის გაზომვა დაბალ ტემპერატურაზე) [54, 71, 72].

ნაკლებად საიმედოა ნეფელომეტრული მეთოდებიც, ვინაიდან საჭიროა პირობების მკაცრად დაცვა, ამასთან შეტივნარებული ნივთიერებების ოპტიკური სიმკვრივე სწრაფად იცვლება დროში [54, 73].

ელექტროქიმიური მეთოდებიდან აღსანიშნავია პოლაროგრაფიული განსაზღვრა [54, 74]. მეთოდის დადებით მხარედ შეიძლება ჩაითვალოს ის, რომ ანთიმონის იონები გავლენას ვერ ახდენენ დარიშხანის მონაწილეობით მიმდინარე ელეტროდულ პროცესებზე, რაც ანთიმონისა და დარიშხანის წინასწარ დაცილების აუცილებლობას გამორიცხავს, მაგრამ As(V)-ის აღდგენა არსინამდე ხდება საფეხურებრივად

($As^{+5} \rightarrow As^{+3} \rightarrow As^{0} \rightarrow As^{-3}$), ამიტომ კათოდური პოლარიზაციული მრუდები ძალიან რთული ხასიათისაა, რაც ზღუდავს მათ გამოყენებას ანალიზური განსაზღვრისათვის [57, 60, 74].

ამპერომეტრული გატიტვრისას დარიშხანის ვალენტური მდგომარეობის გათვალისწინებით, გამოიყენება დამჟანგველები და აღმდგენელები, აგრეთვე რეაგენტები, რომლებიც არსენიტ- ან არსენატ იონებთან წარმოქმნიან მცირედხსნად ნაერთებს. ინდიკატორულ ელექტროდად პლატინის მბრუნავ ელექტროდს იყენებენ [54, 75].

[76] ნაშრომში მოწოდებულია As(V)-ის ინვერსიულ-ვოლტამპერმეტრული განსაზღვრის პირობები Mo(VI)-ის კომპლექსებით მოდიფიცირებულ გრაფიტის ელექტროდებზე.

ბოლო ხანებში დარიშხანის განსაზღვრისათვის ფართოდ გამოიყენება განსაზღვრის ფიზიკური მეთოდები (ემისიურ-სპექტრალური ანალიზი, რენტგენო-სპექტრალური ანალიზი, ატომურ-აბსორბციული, ატომურ-ფლუორესცენტული, ატომურ-ემისიური სპექტროფოტომეტრია და სხვა) [58, 68, 77-79]. განსაკუთრებული გამოყენება ჰპოვა ატომურ-აბსორბციულმა მეთოდმა (ალური და უალო). დარიშხანის განსაზღვრისათვის რეკომენდებულია დიფუზიური არგონ-წყალბადის ალი, რომელიც ხასიათდება გამჭვირვალობის მაღალი ხარისხით. გამოსხი-ვების მუდმივ წყაროდ გამოიყენება დარიშხანის, ოქროსა და ტყვიის შენადნობისაგან დამზადებული გლუვკათოდიანი მილაკები [68].

[77] ნაშრომში აღწერილია დარიშხანის ჯამური შემცველობის განსაზღვრა უალო ატომურ-აბსორბციულ სპექტრომეტრზე. ამ მიზნით იყენებენ აგრეთვე წყალბადის გენერატორიან ატომურ-აბსორბციულ სპექტრომეტრს. დარიშხანის ფორმებს აცილებენ თხევადი ქრომატოგრაფიის მეთოდით, შემდეგ კი დარიშხანს საზღვრავენ პლაზმური მასსპექტრომეტრით [77].

განსაზღვრის ფიზიკური მეთოდების დადებით მხარედ შეიძლება ჩაითვალოს მათი უნივერსალურობა, მაღალი მგრძნობიარობა, შესრულების სისწრაფე, აგრეთვე ის, რომ ერთდროულად მრავალი ელემენტის განსაზღვრაა შესაძლებელი, მაგრამ აპარატურის სიძვირის გამო, ყოველთვის ხელმისაწვდომი არ არის. და რაც მთავრია, ხშირ შემთხვევაში დაბალია მეთოდის სიზუსტე.

1.7. მიკრორაოდენობა ანთიმონის განსაზღვრის მეთოდები

ანთიმონი გაფანტულ ელემენტთა კლასს მიეკუთვნება [6, 51, 80]. მისი შემცველობა ქანებში, ნიადაგებში და ბუნებრივ წყლებში ძალზე მცირეა (კლარკი დედამიწის ქერქში - $4 \cdot 10^{-5}$%; ნიადაგებში – 2,3-$9{,}5 \cdot 10^{-4}$ %; მდინარის წყლებში 0,07-0,14 მკგ/ლ), რაც მისი განსაზღვრისათვის მაღალმგრძნობიარე მეთოდების გამოყენების აუცილებლობას განაპირობებს [51, 67, 80].

ანთიმონი დარიშხანის გეოქიმიური თანამგზავრია [2, 5, 6, 51]. ხშირ შემთხვევაში ანალოგიურია მათი ანალიზური ბუნებაც, რაც როგორც §2.6-ში იყო ნაჩვენები, ართულებს მათ განსაზღვრას ბუნებრივ ობიექტებში.

დარიშხანისა და ანთიმონის განსაზღვრის მეთოდებს ერთი და იგივე პრინციპი უდევს საფუძვლად. თითქმის ყველა მეთოდი, რომელიც განხილული იყო დარიშხანის განსაზღვრისათვის (§2.6), შეიძლება გამოყენებული იქნეს ანთიმონისთვისაც [64, 80].

ანთიმონის განსაზღვრისათვის მოცულობითი მეთოდების გამოყენება შეზღუდულია მათი დაბალი მგრძნობიარობის გამო (ანთიმონის შემცველობა > 0,5%). შედარებით დაბალი მგრძნობიარობის გამო ასევე ნაკლებად გამოიყენება ჰეტეროპოლიმჟავების მიღების რეაქციებზე

(ფოსფორ-ანთიმონ-მოლიბდენის, ანთიმონ-მოლიბდენის) დაფუძნებული ფოტომეტრული მეთოდები [80].

მაღალი მგრძნობიარობით ხასიათდებიან მეთოდები, რომლებშიც ორგანული რეაქტივებია გამოყენებული. მათ შორის აღსანიშნავია მეთოდთა ჯგუფი, რომელსაც საფუძვლად უდევს ინტენსიურად შეფერილი იონური ასოციატის წარმოქმნა $SbCl_6$ ანიონსა და ფუძე საღებავის კათიონს შორის. გამოყენებული ფუძე საღებავებიდან აღსანიშნავია ბრილიანტის მწვანე, კრისტალ-იისფერი, მეთილ-იისფერი, ანტიპირინის საღებავები, როდამინული საღებავები [36, 52, 59, 80-84]. ამ მეთოდების ნაკლად მათი არასპეციფიურობა შეიძლება ჩაითვალოს.

მეთოდთა მეორე ჯგუფს საფუძვლად უდევს Sb(III)-ის ურთიერთქმედება გოგირდ- და ჟანგბადშემცველ ორგანულ რეაქტივებთან [51, 53, 80]. აღნიშნული კლასის რეაგენტებიდან აღსანიშნავია ვერცხლის-დიეთილდითიოკარბამატი (AgDDTC). მეთოდი გამოირჩევა მაღალი მგრძნობიარობით და ბუნებრივ ობიექტებში ანთიმონის განსაზღვრისათვის პერსპექტიულად ითვლება, თუმცა არასპეციფიურია და ხელს უშლის მისი გეოქიმიური თანამგზავრი – დარიშხანი, რაც მათი დაცილების აუცილებლობას განაპირობებს [57, 60, 80]. ლიტერატურაში ანთიმონის განსაზღვრისათვის მოწოდებულია სხვა ფიზიკურ-ქიმიური მეთოდებიც: ლუმინესცენტური, პოლაროგრაფიული, კულონომეტრული, რადიომეტრული და სხვა [52, 59, 80].

ნაშრომებში [85, 86] ანთიმონის განსაზღვრისათვის ნეიტრონული აქტივაციის მეთოდია გამოყენებული.

ბუნებრივ და ჩამდინარე წყლებში ანთიმონის განსაზღვრისათვის ლიტერატურაში ატომურ-აბსორბციული მეთოდია მოწოდებული [58, 62, 85].

თავი 2

ექსპერიმენტული ნაწილი

2.1. კვლევის ობიექტები. სინჯების აღების, მომზადებისა და ანალიზის მეთოდები

მდ. ლუხუნის ხეობის ეკოქიმიური გამოკვლევის მიზნით საკვლევ ობიექტებად შერჩეული იყო მდ. ლუხუნის და რიონის წყლები, ტივტივა ნატანი და ფსკერული ნალექები, მიწისქვეშა წყლები, ნიადაგები, სულფიდური მადნების ნარჩენები, მათი ნამწვი და ნარეცხი წყლები.

მდინარის წყლის სინჯების აღება ხდებოდა სეზონურად დინების სხვადასხვა მონაკვეთზე (ნახ.1). რეკომენდებული მეთოდიკით (ISO 5667-1) 1,5-2 ლ მოცულობის სინთეზური მასალისაგან დამზადებულ ბოთლებში. საანლიზო სინჯი ლაბორატორიაში შემოდიოდა მეორე დღეს [28].

წყლის pH, მთავარი და ბიოგენური ნივთიერებების კონცენტრაციები განსაზღვრულია ჰიდროქიმიურ პრაქტიკაში მიღებული მეთოდებით [28, 54, 62, 69]. წყლებში და სხვა ობიექტებში დარიშხანისა და ანთიმონის განსაზღვრის მეთოდები აღწერილია §3.2-ში.

მდინარის წყლის სინჯებიდან ტივტივა ნატანი გამოყოფილია სედიმენტაციური მეთოდით, ფსკერული ნალექები კი აღებულია მდინარის სხვადასხვა მონაკვეთზე სპეციალური მილის გამოყენებით (ISO 5667-15). ანალიზამდე სინჯები ინახებოდა ჰაერზე მშრალ მდგომარეობაში.

ნიადაგის სინჯები აღებული და მომზადებული ISO-ს სტანდარტული მეთოდებით გათვალისწინებული წესებით [88]. სინჯები აღებულია დაბინძურების ძირითადი წყაროს – მადნის გამოსაწვავი საამქროდან სხვადასხვა მანძილზე (ნახ.2). აღებული სინჯები სუფთავდებოდა მცენარეული ნარჩენებისა და კენჭებისაგან, შრებოდა ჰაერზე,

ფხვიერდებოდა და იცრებოდა 2 მმ დიამეტრის ფორების მქონე საცერში [88]. მთავარი კომპონენტების განსასაზღვრავად გამოყენებული იყო სილიკატურ ანალიზში რეკომენდებული მეთოდები [59]. სხვა პარამეტრები (pH, ტენი, კარბონატები, ორგანული ნახშირბადი, განსაზღვრულია შესაბამისი სტანდარტული მეთოდებით (ISO 10390, 11465, 10693, 14235). შედარების მიზნით დარიშხანის შემცველობა ზედაპირულ და მიწისქვეშა წყლებში, აგრეთვე ნიადაგებსა და სხვა ობიექტებში განსაზღვრული იყო საქართველოს სხვადასხვა რაიონში აღებულ სინჯებშიც.

სულფიდური მადნების ნარჩენები და ნამწვები აღებული იყო მადნის გამოსაწვავი საამქროს ტერიტორიაზე, ზედაპირიდან 30-40 სმ სიღრმეში. №2 და №6 სინჯები აღებული იყო სოფ. ურავში 1983 წელს, ნამწვის ნაყარის სხვადასხვა უბანზე. №13 სინჯი აღებულია სოფ. ცანის დარიშხანგადამამუშავებელი საამქროს ტერიტორიაზე და წარმოადგენს არსენოპირიტის ნამწვს.

2002 წელს სოფ. ურავში (ზედა საამქრო) დამატებით აღებული იყო ნამწვის ახალი სინჯები (№№14, 15, 16).

ნაყარის სხვადასხვა უბანზე აღებული სინჯებიდან, სათანადო წესების დაცვით მომზადებული იყო საშუალო სინჯები [59]. ნამწვებში მთავარი კომპონენტები განსაზღვრული იყო სილიკატურ ანალიზში გამოყენებული მეთოდებით [59]. მიკროელემენტების შემცველობა დადგენილი იყო ემისიური სპექტრალური მეთოდით. ანალიზები შესრულებული იყო საკვლევ-სამეცნიერო ფირმა „გამა“-ს ლაბორატორიებში. ზოგიერთი მიკროკომპონენტი (As, Sb, Cu და სხვა) განსაზღვრული იყო ფოტომეტრული მეთოდით. მყარ სინჯებში (მადნები, მათი ნამწვები, ნიადაგები, ტივტივა ნატანები და ლამები) დარიშხანის განსაზღვრა ხდებოდა ლიტერატურაში აღწერილი მეთოდიკის მიხედვით [89]. არაორგანული (დაუანგული) ფორმის განსაზღვრისათვის წონაკს

ვამატებდით კონც. მარილმჟავას და 10%-იანი მარილმჟავა ჰიდრაზინის სსნარს. ეს უკანასკნელი აღადგენს As^{V}-ს As^{III}-მდე. გარდა ამისა, ხელს უწყობს აზოტის ოქსიდების ხელისშემშლელი მოქმედების თავიდან აცილებას. ვაყოვნებდით 3 სთ. პერიოდულად ვანჯღრევდით. შემდეგ ვფილტრავდით. ფილტრატი გადაგვქონდა საზომ კოლბაში და ვავსებდით გარკვეულ მოცულობამდე. ალიქვოტში ისაზღვრება დარიშხანი ვერცხლის დიეთილდითიოკარბამატის გამოყენებით. დარიშხანის ორგანული (სულფიდური) ფორმის განსაზღვრისათვის, ფილტრის ქაღალდზე დარჩენილ წონაკის გაუხსნელ ნაწილს გაცხელებით ვამუშავებდით კონც. აზოტმჟავით და გოგირდმჟავით თეთრი ბოლის წარმოქმნამდე. შემდეგ ვამატებდით გამოხდილ წყალს და ვფილტრავდით. ფილტრატს ვაშრობდით მცირე მოცულობამდე, ისევ ვამატებდით გამოხდილ წყალს, შარდოვანას და ნახევრამდე ვაშრობდით. შემდეგ მთელ მოცულობაში ან ალიქვოტში (დარიშხანის რაოდენობის მიხედვით) ვსაზღვრავდით დარიშხანს. ორივე ფორმის შეჯამებით ვიღებდით დარიშხანის ჯამურ შემცველობას მოცემულ ნიმუშში. წონაკისა და დამატებული მუავების რაოდენობას დარიშხანის შემცველობის მიხედვით ვიღებდით.

რაჭის სამთო-ქიმიური ქარხნის უმოქმედობის, შემდგომ კი სრული გაძარცვის შემდეგ, მაღაროსა და საპრეპარატო ქარხნის ჩამდინარე წყლების აღება შეუძლებელია. მოხერხდა მხოლოდ მადნის გამოსაწვავი საამქროსა და ქარხნის ტერიტორიებზე გუბურების წყლის სინჯების აღება. დარიშხანგადამამუშავებელი ქარხნის გარემოზე ზემოქმედების შეფასების მიზნით გამოვიყენეთ ჩვენს მიერ 1982-1985 წლებში აღებული ჩამდინარე წყლების ანალიზის შედეგები [95].

ეკოქიმიური თავლთახედვით ძალზე საინტერესო ობიექტებია ტექნოგენური წყაროებით დაბინძურებულ ნიადაგებზე განვითარებული მცენარეები, განსაკუთრებით საკვები პროდუქტები. მდ. ლუხუნისა და

ცხენისწყლის ხეობების მცენარეულ საკვებ პროდუქტებში დარიშხანის შემცველობას სწავლობს კათედრის ასპირანტი დ. დუღაშვილი.

2.2. დარიშხანის განსაზღვრის ფოტომეტრული მეთოდი ვერცხლის დიეთილდითიოკარბამატის გამოყენებით

ჰიდროქიმიურ პრაქტიკაში მცირე რაოდენობა დარიშხანის განსაზღვრისათვის ძირითადად გამოყენებულია ფოტომეტრული და ატომურაბსორბციული მეთოდები, რომლებიც დაფუძნებულია არსინის წარმოქმნაზე [52, 54, 55, 67, 68].

ჩვენ გამოვიყენეთ ფოტომეტრული მეთოდი ვერცხლის დიეთილდითიოკარბამატის გამოყენებით.

ლიტერატურაში მეთოდის რამდენიმე ვარიანტია აღწერილი. საჭიროდ ჩავთვალეთ შეგვემოწმებინა დარიშხანის განსაზღვრისათვის ლიტერატურაში მოწოდებული პირობები და ამოგვერჩია მათგან ოპტიმალური.

ამ მიზნით შესწავლილი იყო მჟავასა და ორგანული ფუძის რაობის, წყალბადის გატარების სანგრძლივობის და აღმდგენელთა რაოდენობის გავლენა დარიშხანის რაოდენობრივი განსაზღვრის შედეგებზე.

არსინის მისაღებად საჭირო ახლადგამოყოფილი წყალბადი თუთიაზე მჟავის მოქმედებით მიიღება. ექსპერიმენტის შედეგებმა გვიჩვენა, რომ დარიშხანის განსაზღვრისათვის უმჯობესია გოგირდმჟავა არე, ვინაიდან წყალბადის გამოყოფა ხდება ზომიერი სიჩქარით, რაც ხელს უწყობს განმეორებადი შედეგების მიღებას.

ასევე ექსპერიმენტულად იქნა დადგენილი, რომ თუთია უმჯობესია გამოვიყენოთ გრანულების სახით, ოპტიმალური რაოდენობაა 8-10 ცალი, რაც დაახლოებით სამი გრამის ტოლია. დავადგინეთ, რომ დარიშ-

ხანის აღდგენისა და არსინის წარმოქმნისათვის საჭირო ოპტიმალური დროის ხანგრძლივობა ერთი საათია.

არსინსა და ვერცხლის დიეთილდითიოკარბამატს შორის მიმდინარე რეაქციის საბოლოო პროდუქტია კოლოიდური დისპერსიული ვერცხლი [54, 61, 64]. მისი ფორმირებისათვის რეკომენდებულია რეაგენტის ქლოროფორმიან ხსნარში ორგანული ფუძის შეტანა [54, 64]. შევისწავლეთ ზოგიერთი ამინის (ეთანოლამინი, ეფედრინი და სხვა) გავლენა წარმოქმნილი ვერცხლის ზოლის ოპტიკურ სიმკვრივეზე. მიღებულმა შედეგებმა გვიჩვენა, რომ ეთანოლამინის გამოყენების შემთხვევაში ოპტიკური სიმკვრივე მაქსიმალურია.

როგორც ლიტერატურის მიმოხილვაში იყო ნაჩვენები, ($As^{+5} \rightarrow As^{+3} \rightarrow \rightarrow As^{-3}$) გარდაქმნისათვის აღმდგენლებად გამოიყენება კალიუმის იოდიდი KI და კალას ქლორიდი $SnCl_2$. აღმდგენელთა ოპტიმალური რაოდენობის დადგენის მიზნით ჩავატარეთ ცდების სერია KI და $SnCl_2$-ის ცვლადი რაოდენობის გამოყენებით. შედეგები მოყვანილია ცხრილში (2.1.).

ცხრილი 2.1

კალას ქლორიდის და კალიუმის იოდიდის გავლენა 10-10 მკგ სამ- და ხუთვალენტიანი დარიშხანის განსაზღვრის შედეგებზე

10%, მლ		აღმოჩენილი მკგ	
KI	**$SnCl_2$**	**As(III)**	**As(V)**
–	–	5,3	1,0
5	–	0,0	0,0
–	2	10,0	5,5
5	2	10,0	10,0
2,5	1	10,0	9,0
10	4	10,0	10,0

მიღებული შედეგების საფუძველზე შეიძლება დავასკვნათ, რომ 5 მლ 10%-იანი კალიუმის იოდიდი და 2 მლ 10%-იანი კალას ქლორიდი არის ის ოპტიმალური რაოდენობა, რომლის დროსაც დარიშხანის განსაზღვრა რაოდენობრივად ხდება.

ექსპერიმენტის შედეგების მიხედვით შევარჩიეთ დარიშხანის განსაზღვრის ოპტიმალური პირობები.

ანალიზის მსვლელობა: 150 მლ-იან კონუსურ კოლბაში შეგვქონდა 20-25 მლ საანალიზო ხსნარი ან კონცენტრატი. კოლბას მორგებული ჰქონდა გაზგამყვანი მილი, რომელშიც ტყვიის აცეტატით გაჟღენთილი ბამბის ფენა იყო მოთავსებული. საანალიზო ხსნარს ვუმატებდით 5 მლ 1:1 განზავებულ გოგირდმჟავას, ახლადდამზადებული 10%-იანი კალიუმის იოდიდის 5 მლ-ს და 10%-იანი კალას ქლორიდის 2 მლ-ს. შეგვქონდა 8-10 თუთიის მარცვალი. ერთი საათის შემდეგ ვზომავდით მიღებული შეფერილი ხსნარის ოპტიკურ სიმკვრივეს (λ=540 ნმ, I=10 მმ).

დარიშხანის განსაზღვრის მეთოდი შემოწმებულ იქნა ქანების და ნიადაგების სტანდარტული ნიმუშების გამოყენებით. მიღებული შედეგები მოყვანილია ცხრილში (2.2).

ცხრილი 2.2

მეთოდის შემოწმების შედეგები

სტანდარტული ნიმუშის დასახელება	დარიშხანი, %	
	პასპორტით	აღმოჩენილი
ქანი-РУС-3	0,054±0,007	0,050
ქანი-РУС-4	0,046±0,004	0,044
ნიადაგი СП-2	2,5±0,5	2,8
ნიადაგი СП-3	5,7±0,7	6,0

მიღებული შედეგების მათემატიკური დამუშავებისათვის გამოვიყენეთ ფორმულა: $S=\sqrt{\frac{\sum(X_i-\overline{X})^2}{n-1}}$, სადაც S-აბსოლუტური კვადრატული გადახრაა, X_i-განსაზღვრით მიღებული შედეგები, $\overline{X}$-განსაზღვრებით მიღებული შედეგების საშუალო, n-ჩატარებული ცდების რაოდენობა.

გამოვთვალეთ სტიუდენტის კოეფიციენტის ექსპერიმენტული მნიშვნელობა და შევადარეთ თეორიულ მნიშვნელობას ($t_{თეორ.}$=2,57), $t_{ექსპ}=\frac{|\overline{X}-\mu|\sqrt{n}}{S}$, სადაც t-სტიუდენტის კოეფიციენტია, μ-ჭეშმარიტი მნიშვნელობა, $\overline{X}$-განსაზღვრებით მიღებული შედეგების საშუალო, n-ჩატარებული ცდების რაოდენობა. მივიღეთ, რომ $t_{ექსპ.} < t_{თეორ.}$ შედეგები მოცემულია ცხრილში (2.3).

ცხრილი 2.3

მონაცემები შედეგების მათემატიკური დამუშავებისათვის

№	X_i	X_i^2	X_2	S	$t_{ექსპ.}$
1	9,6	92,16	95,6484	0,25	1,97
2	9,6	92,16			
3	9,6	92,16			
4	10,1	102,01			
5	10,0	100,0			

μ_{As}=10მკგ

ამრიგად, მეტროლოგიური შეფასების შედეგების მიხედვით ბუნებრივ ობიექტებში დარიშხანის შემცველობის კონტროლისათვის არჩეული მეთოდი სარწმუნო პირველადი ინფორმაციის მიღების გარანტიას იძლევა.

2.3. ანთიმონის განსაზღვრა ვერცხლისდიეთილკარბამატის (**AgDDTC**) გამოყენებით

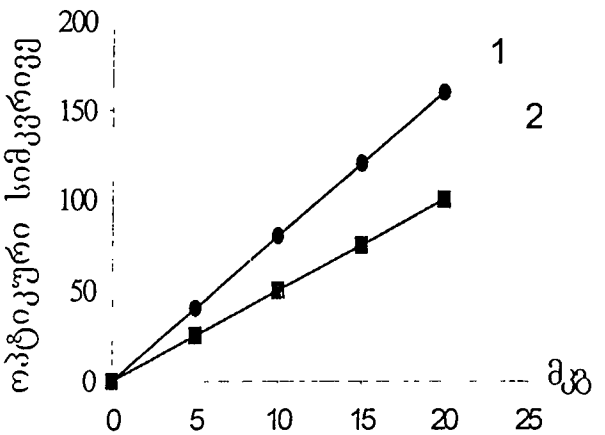
მეთოდს, ისე როგორც დარიშხანის შემთხვევაში საფუძვლად უდევს სტიბინის გადადენა, რომელიც ვერცხლისდიეთილდითიოკარბამატის ხსნართან ურთიერთქმედებისას იძლევა მოწითალო-იისფერ შეფერილობას, რომელსაც წარმოქმნილი ვერცხლის ზოლი განაპირობებს [56, 80].

$SbH_3 + 6\ AgDDTC \rightarrow SbAg_3 3AgDDTC + 3HDDTC$

$SbAg_3 3AgDDTC + 3NR_3 + 3HDDTC \rightarrow 6Ag + Sb(DDTC)_3 + 3(NR_3H)DDTC$

სტიბინის მიღებისათვის საჭირო ოპტიმალური პირობების დადგენის მიზნით შევისწავლეთ სხვადასხვა ფაქტორის გავლენა სტიბინის წარმოქმნაზე და მის შემდგომ ფოტომეტრულ განსაზღვრაზე.

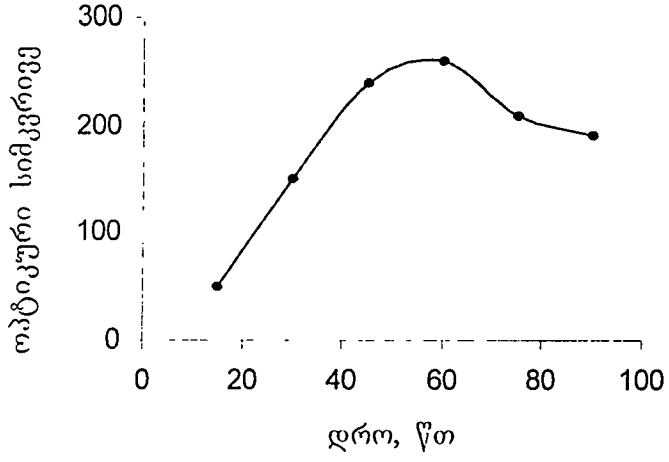
ექსპერიმენტულად დადგენილ იქნა, რომ მარილმჟავა არეში მეთოდის მგრძნობიარობა მეტია, ვიდრე გოგირდმჟავა არეში (ნახ. 2.1.).



ნახ. 2.1. საკალიბრო გრაფიკები:

1. სტიბინი, 1:1 **HCl** არე; 2. სტიბინი, 1:1 H_2SO_4 არე

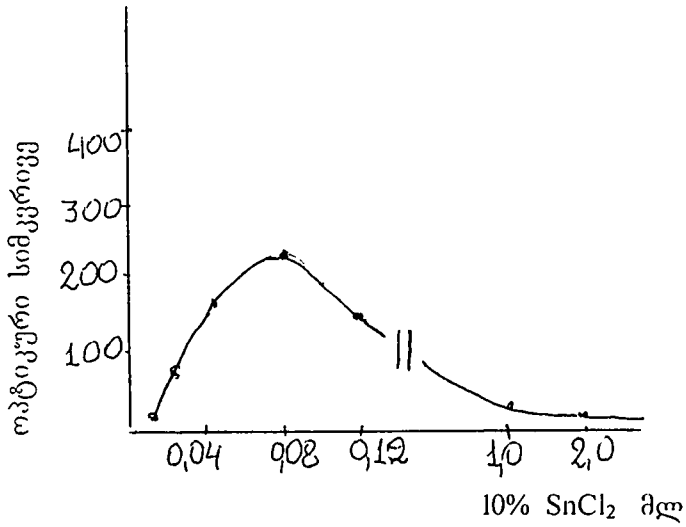
ანთიმონის ალდგენისა და სტიბინის წარმოქმნისათვის საჭირო ოპტიმალური დროის დადგენის მიზნით მიზნით, სარეაქციო არეში წყალბადის გატარების სანგრძლივობას ვცვლიდით. მიღებული შედეგების საფუძველზე დადგენილ იქნა, რომ 45 წთ-ის შემდეგ ოპტიკური სიმკვრივე მაქსიმუმს აღწევს, 60 წთ-ის შემდეგ კი მცირდება (ნახ. 2.2).



ნახ. 2.2. დროის გავლენა ანთიმონის განსაზღვრის შედეგებზე
Sb-20 მკგ, 1:1 **HCl** არე

როგორც ლიტერატურული მონაცემებიდან ჩანს, დარიშხანის განსაზღვრისას ანთიმონის ხელისშემშლელი მოქმედების აცილება სარეაქციო არეში კალას ქლორიდის შეტანით ხდება [54, 57, 80]. ამდენად, ჩვენთვის საინტერესო იყო შეგვესწავლა კალას ქლორიდის გავლენა ანთიმონის განსაზღვრის შედეგებზე.

ექსპერიმენტულად დადგინდა, რომ ფოტომეტრული სიგნალის სიდიდე, სხვა ფაქტორებთან ერთად, დამოკიდებულია კალას ქლორიდის კონცენტრაციაზე, მისი გაზრდით ანთიმონის შემცველი ხსნარების ოპტიკური სიმკვრივე ჯერ იზრდება, შემდეგ კი პრაქტიკულად ნულამდე ეცემა (ნახ. 2.3.).



ნახ. 2.3. კალას ქლორიდის რაოდენობის გავლენა ანთიმონის განსაზღვრის შედეგებზე (1:1 **HCl** არე. **Sb-20** მკგ, **$ZnCl_2$-10%**)

მიღებული შედეგების გათვალისწინებით ანთიმონის განსაზღვრას შემდეგი სქემის მიხედვით ვახდენდით: 150 მლ-იან კონუსურ კოლბაში, რომელსაც მორგებული აქვს გაზგამყვანი მილი, ვათავსებდით საანალიზო ხსნარს. ვამატებდით 5 მლ 10%-იან კალიუმის იოდიდს, 0,08 მლ 10%-იან კალას ქლორიდს, 20 მლ 1:1 მარილმჟავას. კოლბაში შეგვქონდა 7-8 მარცვალი თუთია. დაახლოებით ერთი საათის შემდეგ ვზომავდით მიღებული ხსნარის ოპტიკურ სიმკვრივეს (λ=540 ნმ, I=10 მმ).

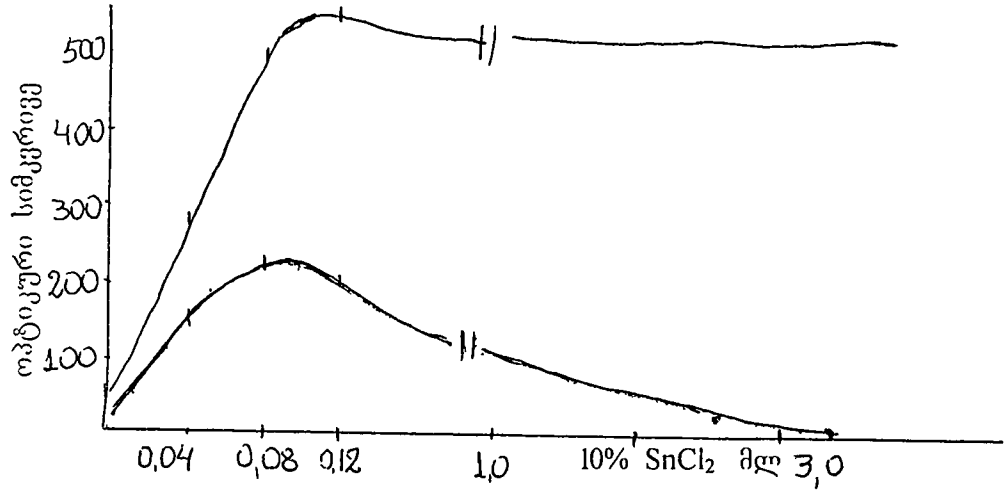
2.4. დარიშხანის და ანთიმონის ერთდროული განსაზღვრა

მსგავსი ანალიზური სიგნალის გამო დარიშხანის და ანთიმონის განსაზღვრა ნარევში შეუძლებელია მათი წინასწარი დაცილების გარეშე, რაც თავის მხრივ რთული, შრომატევადი და ხანგრძლივი პროცესია [64, 80].

წინასწარ ჩატარებულმა გამოკვლევებმა გვიჩვენა, რომ ანალიზის მსვლელობის გარკვეულ პირობებში შესაძლებელია დარიშხანის და

ანთიმონის თანმიმდევრული ფოტომეტრული განსაზღვრა.

3.3-ში აღნიშნული იყო, რომ $SnCl_2$-ის კონცენტრაციის გაზრდით ანთიმონის შემცველი ხსნარების ოპტიკური სიმკვრივე ჯერ იზრდება, შემდეგ კი პრაქტიკულად ნულამდე ეცემა. ამავე პირობებში დარიშხანის შემცველი ხსნარების ოპტიკური სიმკვრივეც ჯერ იზრდება, მაგრამ შემდეგ სტაბილური რჩება (ნახ. 2.4.).



ნახ. 2.4. **$SnCl_2$**-ის რაოდენობის გავლენა სტიბინის (1) და არსინის (2) **AgDDTC**-თან ურთიერთქმედებით მიღებული ხსნარის ოპტიკურ სიმკვრივეზე (გამოყენებული მჟავა – **HCl**)

დადგენილი ეფექტი ნარევში დარიშხანის და ანთიმონის ერთდროული განსაზღვრის საშუალებას იძლევა. მიღებული შედეგების სიზუსტე მთელ რიგ ფაქტორებზეა დამოკიდებული: არსინის და სტიბინის მიღების პირობები, გამოყენებული მჟავების რაობა და კონცენტრაციები, აირნაკადების სიჩქარე და ხანგრძლივობა და სხვ. ზოგიერთი ამ პარამეტრის გავლენა წინა თავებში იყო განხილული.

ვინაიდან მჟავას რაობა გავლენას ახდენს როგორც დარიშხანის, ისე ანთიმონის განსაზღვრაზე, შედარების მიზნით შევისწავლეთ $SnCl_2$-ის გავლენა გოგირდმჟავა და მარილმჟავა არეებში (ცხრილი 2.4).

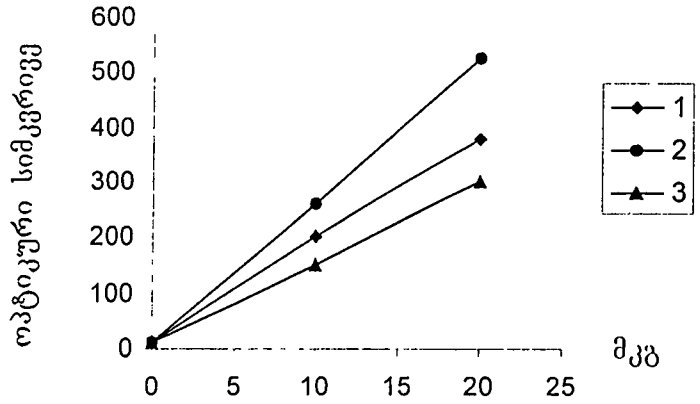
ცხრილი 2.4

$SnCl_2$-ის გავლენა ხსნარის ოპტიკურ სიმკვრივეზე დარიშხანის და სტიბიუმის განსაზღვრისათვის (**As-20** მკგ, **Sb-20** მკგ)

$SnCl_2$, 10% მლ	ოპტიკური სიმკვრივე			
	H_2SO_4		**HCl**	
	As	**Sb**	**As**	**Sb**
0,00	0,015	0,010	0,010	0,010
0,03	0,095	0,150	0,075	0,230
0,06	0,125	0,210	0,225	0,300
0,15	0,150	0,065	0,400	0,090
0,50	0,165	0,030	0,465	0,075
1,0	0,345	0,020	0,500	0,055
2,0	0,420	0,015	0,510	0,020
3,0	0,420	0,010	0,510	0,020

წინასწარი გამოკვლევის შედეგების საფუძველზე დამუშავებული იყო ბუნებრივ ობიექტებში მიკრორაოდენობა დარიშხანის და ანთიმონის თანმიმდევრული განსაზღვრის მეთოდი. ანალიზის მსვლელობა: დარიშხანის და ანთიმონის ჯამური რაოდენობის განსაზღვრისათვის 1-5 მლ საანალიზო ხსნარს ან კონცენტრატს ვუმატებდით 5 მლ 10%-იან KI და 0,08 მლ 10%-იან $SnCl_2$-ს, 20 მლ 1:1 განზავებულ HCl- ს. კოლბაში შეგვქონდა 8-10 ცალი თუთიის მარცვალი. ერთი საათის შემდეგ ვსომავდით მიღებული შეფერილი ხსნარების ოპტიკურ სიმკვრივეს (λ=540 ნმ, l=10 მმ). დარიშხანის განსაზღვრას ვახდენდით 2.2-ში აღწერილი მეთოდიკის მიხედვით.

აღწერილ პირობებში დარიშხანის და ანთიმონის სტანდარტული ხსნარების დამუშავებით მიღებულ მონაცემებზე იგებოდა საკალიბრო გრაფიკები (ნახ. 2.5.)



ნახ. 2.5. საკალიბრო გრაფიკები:

1 – არსინი (1:1 H_2SO_4 არე, 2 მლ 10% $SnCl_2$);

2 – არსინი (1:1 **HCl** არე, 0,08 მლ 10% $SnCl_2$);

3 – სტიბინი (1:1 **HCl** არე, 0,08 მლ 10% $SnCl_2$);

პირველ გრაფიკზე ვითვლიდით სინჯში დარიშხანის შემცველობას. ამ სიდიდის მიხედვით მეორე გრაფიკზე ვითვლიდით შესაბამისი რაოდენობა დარიშხანის ოპტიკურ სიმკვრივეს (1:1 HCl არე, 0,08 მლ 10% $SnCl_2$).

დარიშხანის და ანთიმონის შემცველი ხსნარების ჯამურ ოპტიკურ სიმკვრივეს ვაკლებდით მიღებულ სიდიდეს და მესამე გრაფიკზე ვითვლიდით ანთიმონის შემცველობას სინჯში.

მეთოდის საიმედოობის შემოწმების მიზნით დარიშხანის და ანთიმონის კონცენტრაციები განსაზღვრული იყო მოდელურ ხსნარებში (ცხრილი 2.5).

ცხრილი 2.5

მოდელურ ხსნარებში დარიშხანის და ანთიმონის თანმიმდევრული განსაზღვრის შედეგები (მკგ)

აღებულია		მიღებულია		სხვაობა	
As	**Sb**	**As**	**Sb**	**As**	**Sb**
5,0	10,0	4,8	9,6	0,2	0,4
5,0	20,0	4,8	19,5	0,2	0,5
10,0	10,0	10,5	10,0	0,5	0,0
10,0	15,0	10,0	15,0	0,0	0,0
10,0	15,0	9,6	14,7	0,4	0,3
10,0	15,0	9,6	15,0	0,4	0,0
10,0	15,0	10,0	14,7	0,0	0,3
10,0	15,0	9,6	15,0	0,4	0,0
10,0	15,0	10,0	14,7	0,0	0,3

მიღებული შედეგების საშუალო ფარდობითი სტანდარტული გადახრა 0,036 (As) და 0,024 (Sb) ტოლია, რაც მისაღებია მიკრორაოდენობა ნივთიერების განსაზღვრისას.

გარდა მოდელური ხსნარებისა, მეთოდის საიმედოობა შევამოწმეთ სოფელ ზოფხიტოს ოქროს საბადოდან აღებულ რამდენიმე ნიმუშში, რომელთა პარალელური განსაზღვრები ჩატარებული იყო იონპლაზმური სპექტრული მეთოდით **(IPC)**. ანალიზის შედეგები მოტანილია ცხრილში (2.6).

მიღებული შედეგები დამაკმაყოფილებელია და მეთოდი ბუნებრივ ობიექტებში დარიშხანის და ანთიმონის ერთდროული განსაზღვრისათვის გამოვიყენეთ.

ცხრილი 2.6

სოფ. სოფხიტოს ნიმუშებში **As** და **Sb** პარალელური განსაზღვრის შედეგები (1. **AgDDTK**-თი; 2. **IPC** მეთოდით)

ნიმუში №	**As** მგ/კგ		**Sb** მგ/კგ	
	1	2	1	2
1	0,19	0,18	0,33	0,32
2	0,20	0,15	0,05	0,05
3	9,25	9,23	–	–

თავი 3

მდ. ლუხუნის ხეობის ანთროპოგენური დაბინძურების წყაროები

3.1. მაღაროების, დარიშხანის მადნის ნარეცხი და საპრეპარატო ქარხნის ჩამდინარე წყლების შედგენილობა

მდ. ლუხუნის დარიშხანით და სხვა ანთროპოგენური ნივთიერებებით დაბინძურების ძირითადი წყაროები იყო მაღაროს, მადნის ნარეცხი და საპრეპარატო ქარხნის ჩამდინარე წყლები. მათი შედგენილობა შესწავლილი იყო 1982-1985 წლებში [25].

მაღაროს წყლები 0,4-1,0 მგ/ლ დარიშხანს შეიცავდა, მაგრამ მცირე ხარჯის გამო მათი წილი მდინარე ლუხუნის დაბინძურებაში არ იყო დიდი (დაახლოებით 0,7 კგ As დღე-ღამეში). ანთროპოგენური დარიშხანის ემისიის უფრო მძლავრი წყაროები იყო მადნის გამოსაწვავი საამქროსა და საპრეპარატო ქარხნის ჩამდინარე წყლები, რომლებიც n·10-n·100 მგ/ლ დარიშხანს შეიცავდნენ და მდ. ლუხუნში დღე-ღამეში შესაბამისად 5,8 და 17,4 კგ გახსნილი დარიშხანი შეჰქონდათ. მდ. ლუხუნში დიდი რაოდენობა შეტივნარებული დარიშხანი ხვდებოდა მადნის ნარეცხი წყლებიდან. დაგეგმილი იყო მათი გაფილტვრა და შლამნალექიდან წლიურად 25 ტ დარიშხანის გამოყოფა [7], მაგრამ პროექტი არ განხორციელებულა.

ანთროპოგენური დარიშხანის მძლავრი წყარო იყო აგრეთვე მადნის ნარეცხი წყლებიც, რადგან 1800-2200 ტ რეალგარ-აურიპიგმენტის მადანი თვეობით ირეცხებოდა ატმოსფერული წყლებით.

დარიშხანშემცველი მადნების გავლენა ხეობის ეკოქიმიურ ვითარებაზე მარტო მადანსაცავით არ შემოიფარგლებოდა. მადნის მოპოვება-გადამუშავების ტექნოლოგიური სქემით დასაშვები იყო მადნის 5% დანაკარგი [7], რაც წლიურად დაახლოებით 10 ტ დარიშხანის ექვივალენტურია.

დარიშხანის გარდა, ნარეცხი და ჩამდინარე წყლები დაბინძურებული იყო შეტივნარებული ნივთიერებებით, სულფატებით და სხვა ნორმირებული ნივთიერებებით. დაბალი იყო მათი pH-იც (0,36-3,55).

2001-2002 წწ. ჩვენს მიერ დარიშხანი განსაზღვრული იყო მადნის გამოსაწვავი საამქროსა და ქარხნის ტერიტორიაზე არსებული გუბურების წყალში. მათში დარიშხანის შემცველობა 40-52 მგ/ლ აღწევს. დარიშხანის მადნებისა და ნამწვების ნარეცხ წყლებში საკმაოდ მაღალი აღმოჩნდა ანთიმონის შემცველობაც (14-68 მგ/ლ).

3.2. დარიშხანის სულფიდური მადნების ნამწვების მაკრო- და მიკროქიმიური შედგენილობა

სოფ. ურავის მადანსაწვავი საამქრო წლიურად 2-2,2 ათას ტონა 8-10% დარიშხანშემცველ ნედლეულს ამუშავებდა, ნარჩენების (ნამწვის) რაოდენობა 1,2-1,4 ათას ტონას შეადგენდა [7, 14]. მარტო გასული საუკუნის სამოციანი წლებიდან საამქროს ტერიტორიაზე 65-70 ათასი ტონა ნამწვი დაგროვდა [14]. მათი სახით მდ. ლუხუნის ხეობაში გარემოს დაბინძურების მძლავრი, მუდმივმოქმედი წყარო მოქმედებს.

ანალოგიური მდგომარეობაა მდ. ცხენისწყლის ხეობის ზედა ზონაშიც, სადაც დაახლოებით 30000 ტ არსენოპირიტის ნამწვია დაგროვილი [14]. ნამწვები ჩვეულებრივ დაქუცმაცებული, ფოროვანი მასაა და გამოირჩევიან აერაციისა და ფილტრაციის კარგი უნარით.

სულფიდური მადნების ნამწვების ეკოქიმიური გამოკვლევის მიზნით სოფ. ურავისა და ცანის ნამწვსაყრელების სხვადასხვა უბნიდან, სათანადო წესების დაცვით [52], აღებული იყო საშუალო სინჯები, რომლებშიც ფოტომეტრული და ემისიური სპექტრული მეთოდებით განსაზღვრული იყო მაკრო- და მიკროელემენტების შემცველობა (ცხრილები 3.1. და 3.2.) (სინჯების აღების ადგილები იხ. §2.1-ში).

ცხრილი 3.1

დარიშხანის სულფიდური მადნების ნამწვების მაკროქიმიური შედგენილობა (%)

კომპონენტი	სინჯი №13	სინჯი №2	სინჯი №6
გახურების დანაკარგი	6,70	5,24	7,15
SiO_2	28,26	52,84	58,68
Al_2O_3	7,62	7,62	6,71
Fe_2O_3	37,14	2,14	2,29
CaO	4,88	8,00	5,84
MgO	1,24	2,82	4,80
Na_2O	2,08	2,10	2,32
K_2O	1,84	4,20	3,10
MnO	0,60	0,44	0,65
TiO_2	1,72	1,60	1,52
SO_3	3,08	5,78	4,00
As_2O_3	4,67	6,90	2,22
ჯამი	99,83	99,68	99,28

ეკოქიმიური და ქიმიურ-ტექნოლოგიური თვალსაზრისით ნამწვებში განსაკუთრებულ ინტერესს იწვევს დარიშხანის შემცველობა, რომელიც 12-53 მგ/გ (1,2-5,3%) ფარგლებში მერყეობს (ცხრილი 3.3). მიღებული შედეგებიდან ჩანს, რომ დარიშხანის ტექნოლოგიური დანაკარგი დასაშვებზე (5%) [12] მეტია, რადგან კონცენტრატში მისი მასური წილი 30-31% უნდა იყოს [7].

ცხრილი 3.2

დარიშხანის სულფიდური მადნების ნამწვების მიკროქიმიური შედგენილობა (მგ/კგ)

ელე-მენტი	სინჯი, №			ელემენ-ტი	სინჯი, №		
	13	2	6		13	2	6
Cu*	1660	92	70	Sb*	7000	5000	6600
Ag	10-30	1-3	<1	Ta	<100	<100	<100
Au	<10	<10	<10	Bi	100-300	<60	<60
Zn	100-300	60-100	60-100	Cr	100	60-100	60-100
Cd	<60	<60	<60	Mo	10-30	1-3	3-6
Ga	10-30	30-60	30-60	W	1000-3000	<100	<100
Sn	3000-6000	10-30	6-10	Co	30-60	30-60	10-30
Pb	600-1000	10-30	10-30	Ni	60-100	30-60	30-60
V	60-100	60-100	60-100	In	<6	<6	<6
Nb	<30	<30	<30	Hf	<100	<100	<100

* - განსაზღვრები ჩატარებულია ფოტომეტრული მეთოდით

მიუხედავად სინჯების სიმცირისა, ჩანს, რომ დარიშხანის მასური წილი მაღალია ახლადგამომწვარ სინჯებში (ნიმუში 1 და 2, ცხრილი 3.3). როგორც მოსალოდნელი იყო, ნამწვებში დარიშხანი ძირითადად დაჟანგული ფორმებითაა წარმოდგენილი (81-96% საერთოდან, ცხრილი 3.3). ნამწვებში გოგირდი ძირითადად სულფიდური ფორმით არის წარმოდგენილი.

თავისებური ქიმიური შედგენილობით გამოირჩევა არსენოპირიტის ნამწვი. რეალგარისა და აურიპიგმენტის ნამწვებთან შედარებით მასში ბუნებრივია, გაზრდილია Fe_2O_3-ის მასური წილი, ასევე მაღალია Cu, Pb,

W და განსაკუთრებით Sn შემცველობები, რომლებიც არსენოპირიტის გეოქიმიური თანამგზავრები არიან [13] (ცხრილი 3.1. და 3.2). დარიშხანის სულფიდური მადნის ნამწვებში საკმაოდ მაღალია (0,5-0,7%) ანთიმონის შემცველობაც (ცხრილი 3.5.). საორიენტაციო გათვლებით სულფიდური მადნების ნამწვებში აკუმულირებულია n-n·100 ტ ნორმირებული ელემენტი (ცხრილი 3.4.), რაც გარემოს დაბინძურების მძლავრი დამატებითი წყაროა.

ცხრილი 3.3

დარიშხანი სულფიდური მადნების ნამწვებში

სინჯის №	სინჯის აღების ადგილი და წელი	As, გ/კგ	დაჟანგული ფორმა		სულფიდური ფორმა	
			გ/კგ	% საერთოდან	გ/კგ	% საერთოდან
13	სოფ. ცანა (1982)	42,3	39,8	94,1	2,5	5,9
2	სოფ. ურავი (1982)	53,3	51,3	96,2	2,0	3,8
6	სოფ. ურავი (1982)	13,1	10,9	83,2	2,2	16,8
14	სოფ. ურავი (2002)	13,3	12,2	91,7	1,2	8,3
15	სოფ. ურავი (2002)	13,4	12,7	94,8	0,7	5,2
16	სოფ. ურავი (2002)	12,6	11,0	87,3	1,6	12,7

ცხრილი 3.4

ნორმირებული ელემენტების საორიენტაციო შემცველობა (ტონა) სოფ. ურავისა და ცანის სულფიდური მადნების ნამწვებში

ელემენტი	სოფ. ურავი	სოფ. ცანა	ელემენტი	სოფ. ურავი	სოფ. ცანა
Cu	6	50	As	1470	1080
Zn	6	6	Sb	403	210
Sn	0,1	120	S	1400	370
Pb	1,4	2,4	Cr	5	2

ცხრილი 3.5

ანთიმონი სულფიდური მადნების ნამწვებში

სინ-ჯის №	სინჯის აღების ადგილი და წელი	**Sb,** მგ/გ	%
2	სოფ. ურავი (1982)	5,0	0,5
6	სოფ. ურავი (1982)	6,6	0,7
14	სოფ. ურავი (2002)	6,0	0,6
15	სოფ. ურავი (2002)	6,7	0,7
16	სოფ. ურავი (2002)	4,5	0,5

3.3. სულფიდური მადნებიდან და მათი ნამწვიდან დარიშხანის და ანთიმონის გამორეცხვის დინამიკა

როგორც წინა პარაგრაფში იყო ნაჩვენები, მდ. ლუხუნის ხეობაში, სულფიდური მადნების გამოსაწვავი საამქროს ტერიტორიაზე დაგრო-

ვილია 65-70 ათასი ტონა ნამწვი, რომელშიც საორიენტაციო შეფასებით 1500 ტ-მდე დარიშხანი და 400 ტ-მდე ანთიმონია აკუმულირებული. ნამწვის ნარეცხი წყლები ჩაედინება მდ. ლუხუნში და მისი დაბინძურების ერთ-ერთი მუდმივმოქმედი წყაროა. დაბინძურების წყაროს რაოდენობრივი შეფასების მიზნით შევისწავლეთ ნამწვიდან დარიშხანისა და ანთიმონის გამორეცხვის დინამიკა და პროცესზე მოქმედი ფაქტორების გავლენა და ნარეცხ წყლებში ნორმირებული ელემენტების შემცველობა.

ამა თუ იმ ობიექტიდან ნივთიერების გამორეცხვის უნარი მრავალ ფაქტორზეა დამოკიდებული, მათ შორის ერთ-ერთი განმსაზღვრელია ელემენტის შემცველობის ფორმები. როგორც §3.2-ში იყო ნაჩვენები, ნამწვებში დარიშხანი წარმოდგენილია სულფიდების ან მათი დაჟანგვის პროდუქტებით. დარიშხანის სულფიდი გამოირჩევა დაბალი ხსნადობით ($L = 4 \cdot 10^{-29}$, $S = 2 \cdot 10^{-5}$) [90]. აქედან გამომდინარე, მისი უშუალო წილი გარემოს დაბინძურებაში უმნიშვნელო იქნება. დარიშხანის (III) ამორფული ოქსიდი და მისი ბუნებრივი ფორმები (არსენოლიტი, კლოდეტიტი) საკმაოდ ხსნადია (~2 გ 100 გ წყალში, 25^0C) [54, 90].

დარიშხანის სულფიდური მადნებისა და ნამწვების გარემოზე პერმანენტური ზემოქმედების მიზეზი არის სულფიდების თანდათანობითი დაჟანგვა [68].

$$2FeAsS + 7O_2 + 2H_2O \rightarrow 2FeAsO_4 + 2H_2SO_4 \quad (1)$$

$$2FeS_2 + 7O_2 + 2H_2O \rightarrow 2FeSO_4 + 2H_2SO_4 \quad (2)$$

$$As_2S_3 + 7O_2 + 6H_2O \rightarrow 2H_3AsO_4 + 3H_2SO_4 \quad (3)$$

ოქსიდაციის სიჩქარე დამოკიდებულია მყარი ფაზის ხვედრით ზედაპირზე, მისი აერაციისა და ფილტრაციის უნარზე, კლიმატზე და სხვა [32]. სულფიდების ხსნადობა იზრდება სხვა სულფიდების თანაობისას, რადგან მათ შორის წარმოიქმნება გალვანური წყვილი, რომელშიც კათოდის როლში გამოდის უფრო ელექტროუარყოფითი პოტენციალის მქო-

ნე ნაერთი. ანოდზე გამოყოფილი ჟანგბადი კი აჩქარებს სულფიდის დაჟანგვას [32, 91]. დარიშხანის სულფიდური მადნების უშუალო დაჟანგვაზე ძლიერი მჟანგავებით (O_3, H_2O_2 და სხვ.) დაფუძნებულია H_3AsO_4-ის მიღების ტექნოლოგიური სქემები [14, 92].

ცხრილი 3.6

სულფიდური მადნებიდან, ნამწვებიდან და ნიადაგებიდან დარიშხანის წყლით გამორეცხვის დინამიკა (**As%** საერთოდან)
(მადნები და ნამწვები: წონაკი – 0,5 გ; წყალი – 500 მლ;
ნიადაგები: წონაკი – 10 გ;წყალი – 1000 მლ)

ნიმუში	As საერთო მგ/გ	კონტაქტის ხანგრძლივობა									
		წუთი			საათი				დღე		
		3-5	10	30	1	3	24	72	7	14	30
მადნები*											
რეალგარი	337,0	0,05	0,09	0,14	0,18	0,20	0,50	0,72	2,05	3,00	3,34
არსენოპირ.	490,8	0,02	0,03	0,07	0,10	0,19	0,42	0,98	1,28	2,25	3,16
ნამწვები											
2	53,3	6,0	6,8	6,8	7,1	7,5	10,8	12,2	11,2	12,2	12,2
6	13,1	5,0	5,4	5,4	6,1	6,8	7,7	13,5	11,0	14,8	16,5
13	42,3	0,6	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
ნიადაგები											
8	0,115	0,12	0,18	0,24	1,05	1,00	1,30	2,10	2,10	2,10	2,10
13	0,182	0,08	0,10	0,18	0,90	1,00	1,20	1,37	1,37	2,20	2,20
28	0,425	1,20	1,20	1,30	1,78	2,50	2,80	3,29	4,42	8,24	8,24

მიღებული შედეგები გვიჩვენებენ, რომ მადნების ნამწვებიდან დარიშხანის გამორეცხვის სიჩქარე საკმაოდ დაბალია (ცხრილი 3.6.).

30-დღიანი კონტაქტის შემდეგ რეალგარ-აურიპიგმენტის ნამწვიდან გამოირეცხა საერთო დარიშხანის 12-17%, აურიპიგმენტის ნამწვიდან კი მხოლოდ 0,7%.

ანალოგიური სურათი გვაქვს მადნიდან ანთიმონის გამორეცხვის შემთხვევაშიც (ცხრილი 3.7). რეალგარ-აურიპიგმენტის მადნიდან გამოირეცხა ანთიმონის საერთო შემცველობის 5%, ხოლო არსენოპირიტის მადნიდან – 2,1%. ნარეცხ წყლებში დარიშხანისა და ანთიმონის შემცველობა 0,3-4,1 და 0,5-0,8 მგ/ლ-ს აღწევს, რაც მადნის საერთო რაოდენობის მხედველობაში მიღებით გარემოს მძიმე ანთროპოგენური ტვირთია.

ცხრილი 3.7

დარიშხანის სულფიდური მადნებიდან ანთიმონის წყლით გამორეცხვის დინამიკა (**Sb%** საერთოდან)

(წონაკი – 0,1 გ; წყალი – 100 მლ)

ნიმუში	**Sb%** საერთო მგ/გ	კონტაქტის ხანგრძლივობა						
		წუთი		საათი		დღე		
		10	30	60	180	3	7	30
რეალგარი	167	0,07	0,11	0,19	0,50	1,35	3,80	5,07
არსენოპირიტი	262	0,00	0,05	0,10	0,65	1,00	1,64	2,10

სულფიდურ მადნებსა და ნამწვებში შემავალი დარიშხანის მოძრავ ფორმაში ოქსიდაციური მექანიზმით გადასვლის მაჩვენებელია გამორეცხილი დარიშხანის ფარდობითი წილის დამოკიდებულება წყალბადის ზეჟანგის კონცენტრაციაზე და კონტაქტის ხანგრძლივობაზე (ნახაზი 3.1, ცხრილი 3.8), აგრეთვე ნარეცხი წყლების pH-ის დინამიკა (ცხრილი 3.9). მიუხედავად იმისა, რომ სულფიდური გოგირდის დაჟანგვის შედეგად წარმოქმნილი გოგირდმჟავას ნაწილი იხარჯება ფუძე

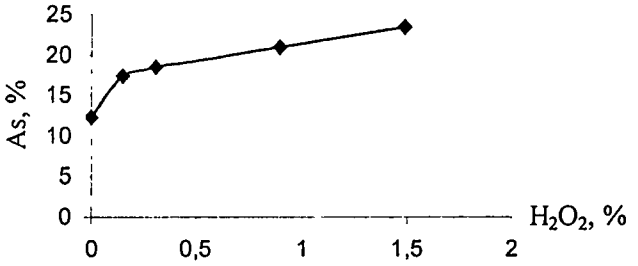
ბუნების ნივთიერებების განეიტრალებაზე [32]. მადნების და ნამწვების გამონარეცხი წყლების pH მყარი და თხევადი ფაზების კონტაქტის ხანგრძლივობის გაზრდით, კანონზომიერად მცირდება.

ცხრილი 3.8

გახსნილი დარიშხანის რაოდენობის დამოკიდებულება ნამწვი-წყლის კონტაქტის ხანგრძლივობაზე სისტემაში წყალბადის ზეჟანგის თანაობისას

($As_{საერთო}$ – 53,3 მგ/გ;ნამწვის წონაკი – 0,1 გ; H_2O_2 –0,4 გ; წყალი – 100 მლ)

კონტაქტის ხანგრძლივობა	As, მგ/გ;	As, % საერთოდან
0,5 საათი	9,2	17,3
1,0	9,2	17,3
3,0	9,8	18,4
24,0	9,8	18,4
72	11,0	20,6
7 დღე	13,3	24,9



ნახ. 3.1. გამორეცხილი დარიშხანის ფარდობითი წილის დამოკიდებულება წყალბადის ზეჟანგის კონცენტრაციაზე

ცხრილი 3.9

დარიშხანის სულფიდური მადნების, მათი ნამწვების და დაბინძურებული ნიადაგების წყალგამონატუტების **pH**-ის ცვლილება დროში

ნიმუში	კონტაქტის ხანგრძლივობა									
	წუთი		საათი				დღე			
	10	30	1	3	24	72	7	14	30	90
მადნები										
1	7,05	6,70	6,50	6,30	–	6,00	5,00	–	5,00	5,00
2	7,20	7,20	7,10	7,00	–	6,65	5,50	–	5,50	5,45
ნამწვები										
2	8,00	8,00	7,70	7,20	7,00	7,00	7,00	7,00	–	6,90
6	7,20	7,20	7,20	7,20	7,00	7,00	7,00	7,00	–	6,95
13	5,25	5,25	4,75	4,65	4,08	4,00	4,00	4,00	–	3,90

სისტემაში – „ნამწვი-წყალი“ – აღმდგენლის (ასკორბინის მჟავას) შეტანით გამორეცხილი დარიშხანის ფარდობითი წილი მნიშვნელოვნად იზრდება (ცხრილი 3.10). შედეგის ალოგიკურობა ადვილად აიხსნება რეაგენტის მჟავური ბუნებით (მოდელური სისტემის წონასწორული pH 7,00-დან მცირდება 2,65-მდე). ასკორბინის მჟავას წინასწარი განეიტრალების შემდეგ მოძრავი დარიშხანის წილი რეაგენტის რაოდენობაზე აღარ არის დამოკიდებული. სუსპენზიის მჟავიანობის გაზრდით ხსნარში გადასული დარიშხანის, აგრეთვე ანთიმონის, გოგირდისა და სხვა ნივთიერებების ფარდობითი წილის ზრდა ლოგიკურია (ცხრილი 3.11). ფაზური წონასწორობის გადახრის მიზეზი არის ნაკლებად დისოცირებული ნაერთების წარმოქმნა, „მატარებლის“ მჟავაში ხსნადი კომპონენტების დაშლა და სხვა. სულფიდური ბუნების

ნივთიერებების შემთხვევაში კი უანგბადის გააქტიურება წყალბადიონების თანაობისას.

ოქსიდაციის შედეგად სულფიდწარმომქმნელი ელემენტის მოძრავ ფორმაში გადასვლის ტენდენცია, ანიონოგენურ ელემენტებთან შედარებით უფრო მკვეთრად აქვთ გამოხატული კატიონოგენურ ელემენტებს. მადნეულის სპილენძ-პოლიმეტალური საბადოს ზედაპირული და მიწისქვეშა წყლების გამოკვლევამ გვიჩვენა, რომ ოქსიდაციური ზონის წყლებში $SO_4^{2-} - Cu^{2+}$ და SO_4^{2-}-pH შორის მჭიდრო კავშირია (კორელაციის კოეფიციენტები r = +0,96 და r = -0,99). წყაროებისა და ბურღილების წყლებში, რომელთა კონტაქტი ჰაერთან შეზღუდულია, კავშირი ამ პარამეტრებს შორის არ აღინიშნება, ან ძალზე სუსტია.

ცხრილი 3.10

გახსნილი დარიშხანის რაოდენობის დამოკიდებულება „ნამწვი-წყალი“ სისტემაში გაუნეიტრალებელი და განეიტრალებული ასკორბინის მჟავას რაოდენობაზე

(დარიშხანის საერთო რაოდენობა – 53,3მგ/გ; კონტაქტის ხანგრძლივობა – 24 სთ; წყალი – 100 მლ; წონაკი – 0,1 გ)

ასკორბინის მჟავას რაოდენობა, გ	გაუნეიტრალებლად		განეიტრალებით	
	pH	**As, %** საერთოდან	**pH**	**As %** საერთოდან
0,0	7,00	8,4	7,05	8,4
0,1	5,90	40,3	7,50	6,8
0,3	3,50	79,7	7,30	7,1
0,5	3,20	89,1	7,00	7,1
1,0	2,65	93,0	7,10	9,1

ცხრილი 3.11

ხსნარის **pH**-ის გავლენა სულფიდური მადნის ნამწვიდან გამორეცხილი დარიშხანის რაოდენობაზე

($As_{საერთო}$–53,5 მგ/გ; წონაკი-0,1 გ; კონტაქტის ხანგრძლივობა-24 სთ)

pH		**As**	
საწყისი	წონასწორული	მგ/გ	% საერთოდან
11,10	8,30	2,75	5,2
10,20	7,40	4,50	8,4
9,00	7,30	5,75	10,8
7,00	6,95	5,83	10,9
6,80	6,60	6,40	12,0
6,40	6,40	6,70	12,4
3,30	2,40	7,50	14, 1
2,30	1,65	18,00	33,8
1,30	0,95	23,00	43,2

3.4. გოგირდი და ზოგიერთი სხვა ნორმირებული ელემენტი დარიშხანის სულფიდური მადნების ნამწვებში და მათი ოქსიდაცია-გამორეცხვის დინამიკა

დარიშხანის სულფიდური მადნების ნამწვების ეკოქიმიური შეფასების მიზნით მათში შესწავლილი იყო დარიშხანის პარტნიორ-ელემენტის – გოგირდის შემცველობა და ფორმები.

საკვლევ ობიექტში გოგირდი შეიძლება იყოს თავდაპირველი, აღდგენილი (დაჟანგულობის ხარისხი –2 ან –1) ან მდგრადი დაჟანგული (დაჟანგულობის ხარისხი +6) ფორმით, რომელიც წარმოიქმნება წვის ან ბუნებრივი ოქსიდაციის პროცესში.

სოფელ ურაგში აღებულ სინჯებში წყალში ხსნადი S – SO_4^{2-}-ის წილი (კონტაქტის ხანგრძლივობა 24 სთ) 68-76%-ია (ცხრილი 3.12), უფრო ხანგრძლივი დაყოვნებით (15 დღე), წყალში ხსნადი გოგირდის წილი იზრდება 82-84%-მდე (ცხრილი 3.14). არსენოპირიტულ ნამწვში წყალში ხსნადი გოგირდის წილი 30-35%-ს აღწევს "ნამწვი-წყლის" კონტაქტის ხანგრძლივობის მიხედვით (ცხრილი 3.13-3.14).

ნამწვებიდან სულფიდური გოგირდის გამოტანა შესაძლებელია მხოლოდ დაჟანგვის შემდეგ. დაჟანგვის პროდუქტები სულფატებთან ერთად შეიცავს წყალბად-იონებსაც (§3.3, რეაქციები 1-2-3), ამიტომ ნამწვი-წყლის სუსპენზიის pH კანონზომიერად მცირდება (ცხრილი 3.9). კავშირი სუსპენზიის pH-ის ცვალებადობასა (სხვაობა საწყის და წონასწორულ pH-ებს შორის, ცხრილი 3.9.) და გამორეცხილ გოგირდს შორის არ შეიმჩნევა. ამის მთავარი მიზეზი შეიძლება იყოს წარმოქმნილი წყალბად-იონების განეიტრალება ნამწვში არსებული ფუძე ბუნების ნივთიერებებით [32], რასაც გვიჩვენებს სუსპენზიის წონასწორული pH-ების დინამიკა მჟავის კონცენტრაციის გაზრდისას (ცხრილი 3.12 და 3.13).

როგორც მოსალოდნელი იყო, სუსპენზიის მჟავიანობის ხელოვნური გაზრდით წყალფაზაში გადმოსული S – SO_4^{2-}-ის რაოდენობა იზრდება (ცხრილი 3.12) და სტაბილირდება, როცა წონასწორული pH ნაკლებია 4-ზე. წყალფაზაში გადასული S – SO_4^{2-}-ის მატების ძირითადი მიზეზი უნდა იყოს სისტემის ჟანგვითი პოტენციალის ზრდა ხსნარის მჟავიანობის გაზრდით [93].

ნამწვებში დარჩენილი სულფიდური გოგირდის გათვლა შესაძლებელია საერთო და მჟავაში გახსნილი S – SO_4^{2-}-ის სხვაობით. რეალგარისა და აურიპიგმენტის ნამწვებში ნარჩენი სულფიდური გოგირდის მასური წილი საერთო გოგირდის 10,6-12,6%-ია. რაც შეეხება არსენოპი-

რიტის ნამწვს, აქ სულფიდური და პირიტული გოგირდის საერთო წილი 53%-ს შეადგენს.

სულფიდური მადნების ნამწვებიდან, გარდა გოგირდისა, ატმოსფერული და გრუნტის წყლებით შეიძლება გამოირეცხოს სხვა ნორმირებული ელემენტებიც, რომლებიც ფართო სპექტრით არიან წარმოდგენილი არსენოპირიტის (სინჯი №13) და რეალგარ-აურიპიგმენტის (სინჯები 2 და 6) ნამწვებში (ცხრილი 3.2). მათი რაოდენობრივი შეფასების მიზნით, 3 გ ნამწვს ვუმატებდით 300 მლ წყალს და ვაყოვნებდით 30 დღე-ღამე. კოლბებს დღეში 4-5-ჯერ ვანჯღრევდით. შემდეგ ვფილტრავდით. გამოურეცხავი და გამორეცხილი ნამწვების მიკროქიმიური შედგენილობის შედარებით ვაფასებდით გამორეცხილი ელემენტების საორიენტაციო რაოდენობას.

მიღებული შედეგები (ცხრილები 3.2 და 3.15) გვიჩვენებს, რომ ნამწვებიდან წყლით ირეცხება Cu, V, Ga, Ag და ზოგიერთი სხვა ელემენტი, რომლებიც გენეტიკურად დაკავშირებული არიან სულფიდებთან. მათი კონცენტრაციები ნარეცხ წყლებში n·10-n·100 მკგ/ლ-ია, რაც არ წარმოადგენს რეალურ საფრთხეს მდ. ლუხუნისათვის, რადგან ეს ელემენტები მიეკუთვნებიან ადვილად ჰიდროლიზებად ელემენტთა ჯგუფს და ხსნარის pH-ის შემცირებით 5-6-მდეც კი, გამოილექებიან ან სორბირდებიან ნიადაგებით ან მდინარის ტივტივა ნატანით. მხედველობაშია მისაღები მათი დიდი განზავება მდინარის წყალთან შერევის შემდეგ.

ახლად გამომწვარი ნამწვის სინჯებიდან გამორეცხილი ელემენტების კონცენტრაციები გაცილებით მაღალი იქნებოდა, მაგრამ ამჯერად სათანადო ექსპერიმენტული მონაცემების მიღება რთულია.

ცხრილი 3.12

წყალში და მჟავაში ხსნადი სულფატები ($S-SO_4^{2-}$) ზემო რაჭის დარიშხანის სულფიდური მადნების (რეალგარი, აურიპიგმენტი) ნამწვებში (წონაკი 100 მგ, V=25 მლ, კონტაქტი 24 სთ და 96 სთ)

სინჯი №2 ($S_{საერთო}$ – 2,31%)

0,2 N HCl, მლ	pH		$S-SO_4^{2-}$ % (24 სთ)		$S-SO_4^{2-}$ % (96 სთ)	
	საწყისი (გათვლილი)	წონასწორული	წონაკიდან	საერთო გოგირდიდან	წონაკიდან	საერთო გოგირდიდან
0,0	5,60	7,40	1,56	67,5	1,88	81,4
1,0	2,10	5,25	1,65	71,4	1,91	82,7
3,0	1,62	4,60	1,76	76,2	1,91	82,7
5,0	1,40	1,62	1,88	81,4	2,01	87,0
10,0	1,10	1,35	1,88	81,4	2,03	87,0
20,0	-0,80	-0,80	1,87	81,0	2,02	87,4

სინჯი №6 ($S_{საერთო}$ – 1,60%)

0,2 N HCl, მლ	pH		$S-SO_4^{2-}$% (24 სთ)		$S-SO_4^{2-}$% (96 სთ)	
	საწყისი (გათვლილი)	წონასწორული	წონაკიდან	საერთო გოგირდიდან	წონაკიდან	საერთო გოგირდიდან
0,0	5,60	7,15	1,22	76,3	1,33	83,1
1,0	2,10	4,00	78,1	71,4	1,38	86,3
3,0	1,62	3,80	1,26	78,8	1,41	88,1
5,0	1,40	1,45	1,40	87,5	1,41	88,1
10,0	1,10	1,35	1,41	88,1	1,43	89,4
20,0	-0,80	-0,75	1,40	87,5	1,43	89,4

ცხრილი 3.13

წყალში და მჟავაში ხსნადი სულფატები ($S-SO_4^{2-}$) ქვემო სვანეთის დარიშხანის სულფიდური მადნების (არსენოპირიტი) ნამწვებში (წონაკი 100 მგ, V=25 მლ, კონტაქტის ხანგრძლივობა 24 სთ და 96 სთ)

სინჯი №13 ($S_{საერთო}$ – 1,23%)

0,2 N HCl, მლ	pH		$S-SO_4^{2-}$ % (24 სთ)		$S-SO_4^{2-}$ % (96 სთ)	
	საწყისი (გათვლილი)	წონასწორული	წონაკიდან	საერთო გოგირდიდან	წონაკიდან	საერთო გოგირდიდან
0,0	5,60	3,65	0,35	28,5	0,37	30,1
1,0	2,10	2,20	0,36	22,3	0,37	30,1
3,0	1,62	2,00	0,37	30,1	0,42	34,1
5,0	1,40	1,38	0,41	33,3	0,45	36,6
10,0	1,10	1,36	0,40	32,5	0,48	39,0
20,0	-0,80	-0,74	0,44	35,8	0,58	47,2

ცხრილი 3.14

დარიშხანის სულფიდური მადნების ნამწვიდან სულფატების გამორეცხვის დინამიკა (% საერთო გოგირდიდან)

(ნამწვი 100 მგ, წყალი 25 მლ)

სინჯის №	$S_{საერთო}$, %	კონტაქტის ხანგრძლივობა					
		15 წთ	1 სთ	3 სთ	24 სთ	96სთ	15 დღე
2	2,31	34,6	50,0	66,7	71,4	81,4	81,8
6	1,60	54,4	70,0	76,3	82,3	83,1	83,8
13	1,23	28,8	29,5	30,0	30,8	31,7	35,0

ცხრილი 3.15

დარიშხანის სულფიდური მადნების ნამწვების მიკროქიმიური შედგენილობა წყლით გამორეცხვის შემდეგ (მგ/კგ)
(კონტაქტი – 30 დღე)

ელე-მენტი	სინჯი, №			ელემენ-ტი	სინჯი, №		
	13	2	6		13	2	6
Cu*	860	90	65	Sb*	7000	5000	6600
Ag	6-10	1-3	<0,5-1	Ta	<100	<100	<100
Au	<10	<10	<10	Bi	100-300	<60	<60
Zn	100-300	10-30	10-30	Cr	100	30-60	60-100
Cd	<60	<60	<60	Mo	10-30	1-3	3-6
Ga	10-30	10-30	10-30	W	1000-3000	<100	<100
Sn	3000-6000	3-6	1-3	Co	10-30	30-60	10-30
Pb	300-600	10-30	10-30	Ni	60-100	30-60	30-60
V	10-30	30-60	10-30	In	<6	<6	<6
Nb	<30	<30	<30	Hf	<100	<100	<100

* - განსაზღვრები ჩატარებულია ფოტომეტრული მეთოდით [60].

თავი 4

მდ. ლუხუნის ხეობის ნიადაგების ეკოქიმიური გამოკვლევა

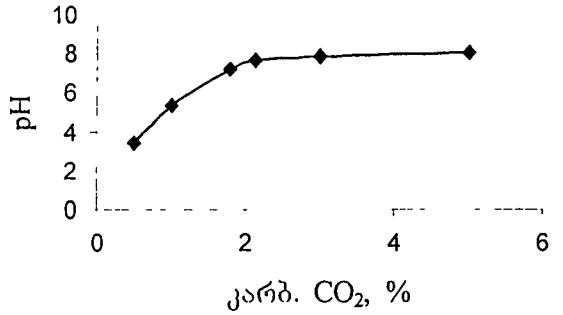
4.1. მდ. ლუხუნის ხეობის ნიადაგების ფიზიკურ-ქიმიური მახასიათებლები

როგორც ლიტერატურის მიმოხილვაში იყო აღნიშნული (§1.1) მდ. ლუხუნის ხეობაში გავრცელებულია ტყის და ღია-მურა ნიადაგები. მათში ეოლური გზით მოხვედრილი დარიშხანისა და სხვა ნორმირებული ნივთიერების ტრანსფორმაცია-მიგრაციის პროცესებში გარკვევის მიზნით საჭირო იყო ნიადაგის ზოგიერთი მახასიათებლის (pH, კარბონატები, ჰუმუსური ნივთიერებები და სხვა) განსაზღვრა (ცხრილი 4.1.).

ნიადაგში არსებული კალციუმის კარბონატი (ცხრილში ნაჩვენებია კარბონატული CO_2-ის მასური წილი) რკინის (III) ჰიდროქსიდთან ერთად შეიძლება გამოვიდეს არსენიტ- ან არსენატიონების ფიქსატორის როლში. გარდა ამისა, ნიადაგის კარბონატიზაციის ხარისხი განსაზღვრავს ნიადაგის ხსნარის pH-ს, რომელზეც დამოკიდებულია ელემენტთა მიგრაციის ფორმები და ძვრადობა. მჭიდრო კავშირი ნიადაგებში კარბონატულ CO_2-სა და pH-ს შორის კარგად ჩანს №4.1 ნახაზზე (კორელაციის კოეფიციენტი r=0,67). ნიადაგის ხსნარის pH-ის განმსაზღვრელია აგრეთვე მათში ჰუმუსური მჟავების შემცველობაც [94]. ჰუმუსების შედარებით დაბალი მასური წილის გამო (0,8-5,8%, საშუალო 2,7%) მათ შორის კავშირი სუსტად არის გამოხატული (r=0,29).

ეკოქიმიური თვალსაზრისით გარკვეულ ინტერესს იწვევს ნიადაგებში სულფატების შემცველობა. ჩვენი გათვლებით სულფიდური მადნების გამოწვისას, ატმოსფეროში ყოველწლიურად ხვდებოდა 130-140 ტ SO_2, რომლის ოქსიდაცია-ჰიდრატაციის შედეგად წარმოიქმნება მდგრადი სულფატური ფორმა. ჩვენს მიერ მიღებული შედეგებით საერ-

თო გოგირდის შემცველობა გამოკვლეულ ნიადაგებში 0,07-0,10%-ია და ახლოსაა კლარკთან (0,085% [41]. საერთო გოგირდის შემცველობა კლარკზე რამდენადმე მეტია (0,14%) მხოლოდ მადნის საწვავი საამქროს ახლოს აღებულ სინჯებში.



ნახ. 4.1. კავშირი კარბონატულ **CO_2**-სა და **pH**-ს შორის

ატმოსფეროში წლიურად გაფანტული SO_2-ის რაოდენობის გათვალისწინებით მოსალოდნელი იყო გოგირდის უფრო მაღალი შემცველობა ხეობის ნიადაგებში. მაგრამ მხედველობაში უნდა მივიღოთ სულფატების მაღალი მიგრაციის უნარი (ადვილი გამორეცხვა ნიადაგიდან) და გოგირდის საერთო შემცველობა ხეობის ნიადაგებში. სათანადო გათვლები გვიჩვენებს, რომ გოგირდის ბუნებრივი შემცველობა ნიადაგების 0-10 სმ ფენაში 70-80 ათასი ტონაა, რაც გაცილებით აღემატება ანთროპოგენური წყაროს სიმძლავრეს. გარდა ამისა, სავარაუდოა, რომ სულფიდური მადნების წვისას წარმოქმნილი SO_2 უფრო დიდ ტერიტორიებზე ვრცელდება. ამის არაპირდაპირი მაჩვენებელია ის ფაქტები, რომ სოფ. ურავიდან საკმაოდ დაცილებული ნიკორწმინდის ტაძრის კედლებზე დადგენილია მჟავური, სულფატური კოროზიის შედეგი [95]. ანთროპოგენური SO_2-ის სხვა რეალური წყარო სოფ. ნიკორწმინდის ახლოს არ არის.

სინჯის №	სინჯის აღების ადგილი	pH	%				
			ტენი	გახურების დანაკარგი	CO_2 (კარბონატული)	$C_{ორგ.}$	ჰუმუსი
1	2	3	4	5	6	7	8
1	სოფ. აბარის ქვემოთ	7,90	1,30	9,59	5,11	0,80	1,34
2	სოფ. ურავის ბოლოს, 0-5 სმ	–	4,14	14,20	1,97	2,23	3,75
3	სოფ. ურავის ქვემოთ, 1კმ. 0-5სმ	–	1,41	11,18	3,44	2,08	3,54
4	ძველი საამქრო, 0-5 სმ	8,00	1,16	9,98	3,26	1,55	2,64
5	ძველი საამქრო, 5-10 სმ	–	1,36	9,67	1,07	1,36	2,28
6	ძველი საამქრო, თავზე, 0-5 სმ	_	1,689	7,98	0,92	0,81	1,38
7	ძველი საამქრო, თავზე, 5-10 სმ	–	1,66	7,58	1,04	0,50	0,85
8	სოფ. ურავიდან 3 კმ ზემოთ, 0-5 სმ	6,75	2,75	12,20	1,51	2,00	3,36
9	სოფ. ურავიდან 3 კმ ზემოთ, 5-10 სმ	–	2,79	11,17	2,08	2,50	4,20

1	2	3	4	5	6	7	8
10	ქარხნიდან სამხრეთით 10 მ	7,50	4,86	14,29	2,65	1,52	2,55
11	ქარხნიდან სამხრეთით 30 მ	–	5,67	14,58	2,77	1,22	2,05
12	ქარხნიდან სამხრეთით 50 მ	7,60	4,92	15,42	2,56	2,23	3,75
13	ქარხნიდან სამხრეთით 100 მ	7,00	4,99	13,23	2,84	0,78	1,31
14	ქარხნიდან სამხრეთით 300 მ	–	5,17	14,36	3,14	1,34	2,25
15	ქარხნიდან სამხრეთით 500 მ	6,90	2,38	8,01	1,16	1,01	1,70
16	ქარხნიდან სამხრეთით 1000 მ	7,70	4,91	12,11	2,31	1,94	3,26
17	ქარხნიდან სამხრეთით 2000 მ	–	2,35	7,67	0,73	1,41	2,37
18	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 10 მ	7,20	4,98	11,42	1,79	0,91	1,53
19	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 30 მ	–	4,68	8,16	1,79	1,61	2,70
20	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 50 მ	6,75	3,16	11,22	1,02	1,33	2,23
21	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 100 მ	–	2,76	9,07	0,44	1,35	2,27
22	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 300 მ	6,68	10,07	16,40	0,52	0,46	0,77
23	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 500 მ	–	3,58	16,14	0,75	3,03	5,10

1	2	3	4	5	6	7	8
24	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 1000 მ	–	1,11	5,25	0,42	1,04	1,75
25	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 2000 მ	6,80	1,83	8,34	0,60	1,12	1,88
26	ქარხნიდან დასავლეთით 10 მ	7,45	4,66	13,17	1,73	1,48	2,50
27	ქარხნიდან დასავლეთით 30 მ	–	5,10	12,18	1,61	1,68	2,82
28	ქარხნიდან დასავლეთით 50 მ	6,70	5,38	17,20	1,47	3,21	5,39
29	ქარხნიდან დასავლეთით 100მ	–	3,29	15,12	1,40	3,42	5,75
30	ქარხნიდან დასავლეთით 300 მ	7,05	4,09	11,61	1,70	1,98	3,33

4.2. დარიშხანი მდ. ლუხუნის ხეობის ნიადაგებში

ნიადაგი გარემოს ეკოქიმიური კონტროლის თვალთახედვით ერთ-ერთი მნიშვნელოვანი ობიექტია, რადგან წარმოადგენს ანთროპოგენური ნივთიერებების ფიქსატორს და ჯაჭვის ძირითად რგოლს გარემოს დაბინძურების წყაროსა და ცოცხალ ორგანიზმებს შორის.

როგორც ლიტერატურის მიმოხილვაში იყო ნაჩვენები (§1.4), დარიშხანის საშუალო შემცველობა ნიადაგებში, ჩვეულებრივ, 5-10 მგ/კგ შეადგენს [35,42]. გეოქიმიური ანომალიების ან ტექნოგენური დაბინძურების შემთხვევაში ეს სიდიდე 2-3 რიგით იზრდება. ჩვენს მიერ მიღებული შედეგები გვიჩვენებს, რომ ასეთ რაიონს მიეკუთვნება მდ. ლუხუნის ხეობაც (ცხრილი 4.2. ნახ. 4.2).

დარიშხანის ექსტრემალური შემცველობები მდ. ლუხუნის ხეობის ნიადაგებში 18-985 მგ/კგ ფარგლებში მერყეობს. როგორც მოსალოდნელი იყო, განსაკუთრებით დაბინძურებულია დარიშხანის სულფიდური მადნების გამოსაწვავი საამქროების მიმდებარე ტერიტორია. ზედა („ახალი“) საამქროს მოქმედების ზონა ხეობის გასწვრივ, ქარების გავლენით, 4-5 კმ-ზე ვრცელდება. შედარებით შეზღუდულია (1-1,5 კმ) ანთროპოგენური დარიშხანის გავრცელება ხეობის განივ ჭრილში. მიუხედავად იმისა, რომ სოფ. ურავში მდებარე „ძველი“ საამქროს ექსპლუატაცია რამდენიმე ათეული წლის წინ შეწყდა, მის მიმდებარე ნიადაგებში დარიშხანის შემცველობა 700-800 მგ/კგ-ს აღწევს (ცხრილი 4.2).

სულფიდური მადნების გამოსაწვავი საამქროების ახლოს აღებულ ნიადაგის სინჯებში 150 მგ/კგ-მდეა გაზრდილი ანთიმონის შემცველობა. საამქროებიდან 300-500 მ დაცილებით აღებულ სინჯებში ანთიმონის შემცველობა ახლოსაა ფონურთან (0,5 მგ/კგ) [41].

ყოფილი საამქროების ტერიტორიებზე ნიადაგის დაბინძურების წყაროები იყო სულფიდური მადნები, მათი ნამწვი და მადნის გამოწვისას წატაცებული დარიშხანოვანი ანჰიდრიდი. საამქროებიდან დაცილებულ ნიადაგებში დარიშხანი მხოლოდ ეოლური გზით ხვდებოდა. ამის მაჩვენებელია დარიშხანის 1,2-2,8-ჯერ გაზრდილი შემცველობა ნიადაგის ზედა 0-5 სმ ჰორიზონტში, ქვედა ფენასთან (5-10 სმ) შედარებით (ცხრილი 4.2).

მდ. ლუხუნის ხეობის ნიადაგებში დარიშხანი ძირითადად დაჟანგული ფორმებით (დარიშხანოვანი ანჰიდრიდი, არსენიტები, არსენატები) არის გავრცელებული (ცხრილი 5.2). სულფიდური ფორმების წილი მადნის გამოსაწვავი საამქროს ზონაში (1კმ-ზე ნაკლები რადიუსი) საშუალოდ 1,7%-ია (ექსტრემალური სიდიდეები 0,05-5,2%). ხეობის სხვა უბნებში სულფიდური ფორმის წილი ნიადაგებში მნიშვნელოვნად იზრდება (0,0-54,6; საშუალო – 14,5%). დარიშხანის დაჟანგული და სულფიდური ფორმების ასეთი განაწილება ლოგიკურია. როგორც აღინიშნა, საამქროს მიმდებარე ნიადაგები ძირითადად ეოლური გზით, დარიშხანოვანი ანჰიდრიდის შემცველი გამონაბოლქვი აირებით ბინძურდება.

ნიადაგებიდან დარიშხანის გამორეცხვის ტემპი ძალზე დაბალია – 2-8% (ცხრილი 3.6). ამის მაჩვენებელია მისი მაღალი შემცველობა ძველი საამქროს მიმდებარე ნიადაგში და 1982-1984 და 2002 წელს მიღებული შედეგების შედარება (ნახ. 4.2). არც თუ იშვიათად, 2002 წელს აღებულ ნიადაგის სინჯებში აღინიშნება დარიშხანის შემცველობის ზრდა, რაც ოთხმოცდაათიან წლებში საამქროს ინტენსიური მუშაობის და ანთროპოგენური დარიშხანის ძლიერი ემისიის შედეგია.

ამრიგად, მიუხედავად რაჭის სამთო-ქიმიური ქარხნის ფუნქციონირების შეწყვეტისა, მდ. ლუხუნის ხეობის ნიადაგები დაბინძურებულია ტექნოგენური დარიშხანით. ამ მახასიათებლით გამოირჩევიან სულფი-

დური საამქროების მიმდებარე ტერიტორიების ნიადაგები, რომლებშიც დარიშხანის შემცველობა ბევრად აღემატება შესაბამის ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციებსა და ფიტოტოქსიკურობის ზედა ზღვარს (30-50 მგ/კგ).

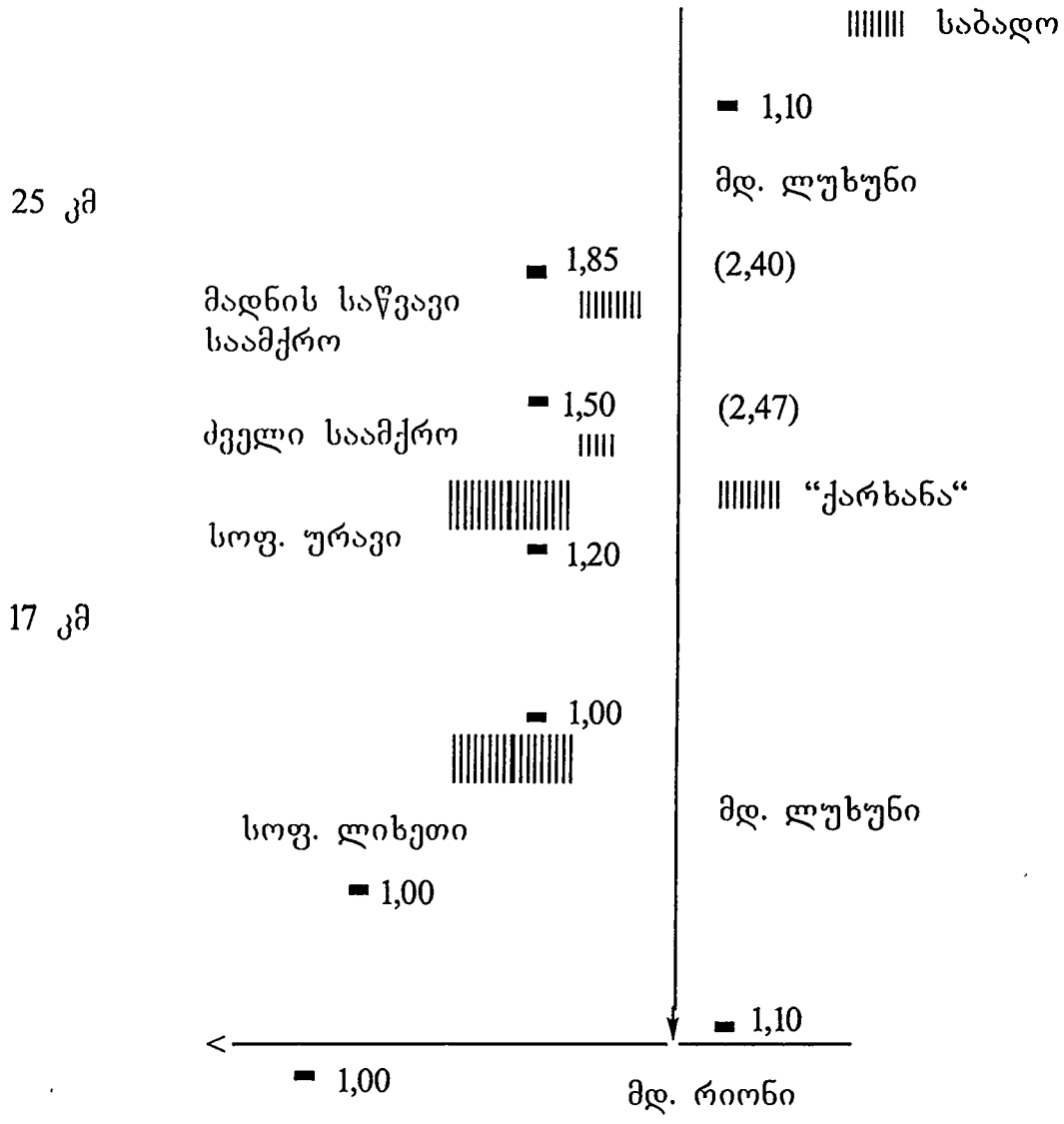
ცხრილი 4.2

დარიშხანი სოფ. ურავის მიმდებარე ტერიტორიის ნიადაგებში

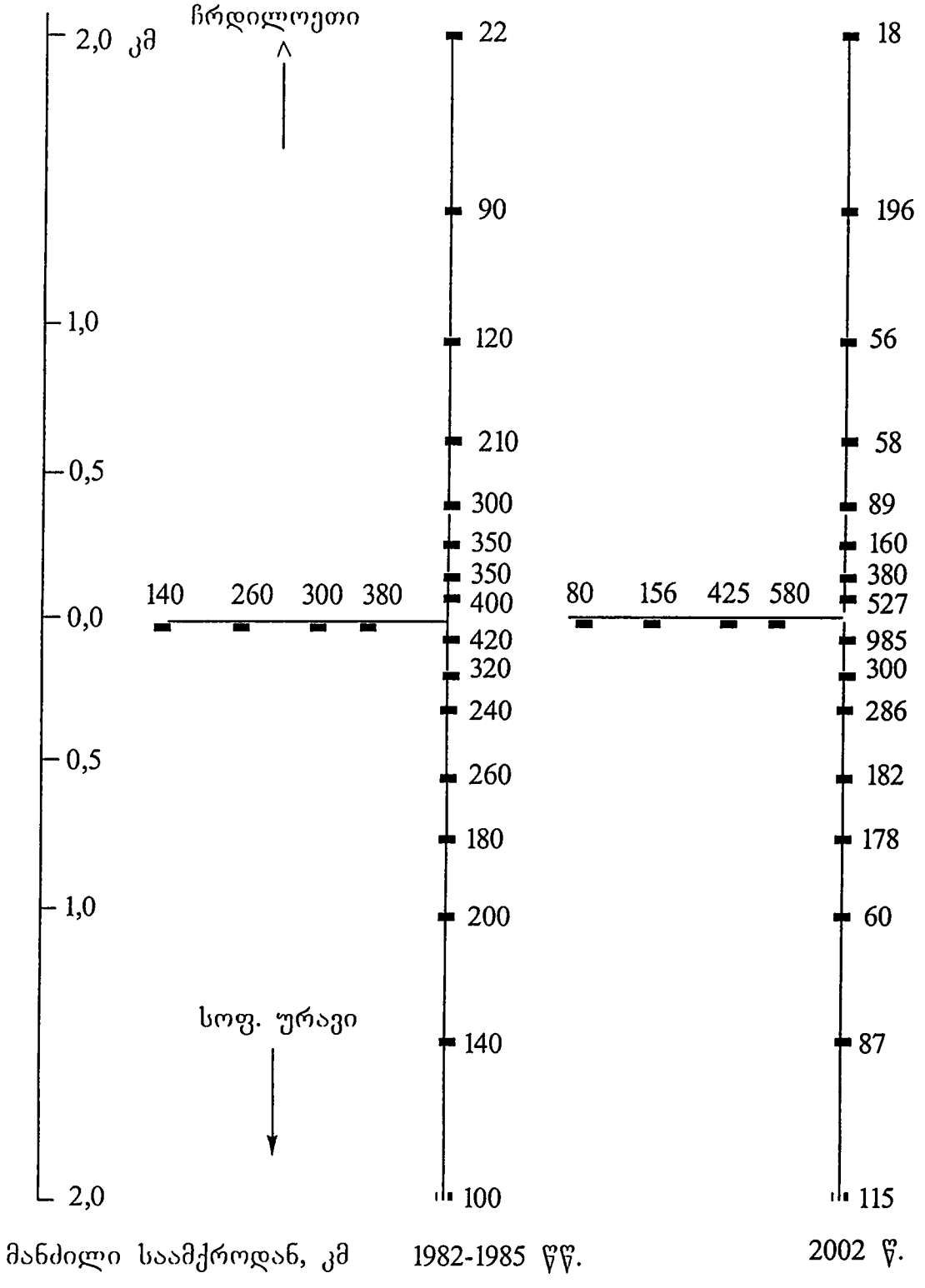
№	სინჯის აღების ადგილი	ჰორიზონტი, სმ	As მგ/კგ	As% საერთოდან	
				დაჟანგული ფორმა	სულფიდური ფორმა
1	2	3	4	5	6
1	სოფ. აბარის ქვემოთ	0-5	55	95,4	4,6
2	ურავის ბოლო	0-5	110	97,7	2,3
3	ურავის ქვემოთ 1 კმ	0-5	120	91,6	8,4
4	ძველი საამქრო	0-5	783	97,4	2,6
5	ძველი საამქრო	5-10	682	96,3	3,7
6	ძველი საამქროს თავზე	0-5	407	95,1	4,9
7	ძველი საამქროს თავზე	5-10	147	93,2	6,8
8	ურავიდან 3 კმ ზემოთ	0-5	119	58,8	41,2
9	ურავიდან 3 კმ ზემოთ	5-10	44	45,4	54,6
10	ქარხნიდან სამხრეთით 10 მ	0-5	985	98,9	1,1
11	ქარხნიდან სამხრეთით 30 მ	0-5	300	100,0	0,0
12	ქარხნიდან სამხრეთით 50 მ	0-5	286	100,0	0,0

ცხრილი 4.2 (გაგრძელება)

13	ქარხნიდან სამხრეთით 100 მ	0-5	182	98,9	1,1
14	ქარხნიდან სამხრეთით 300 მ	0-5	178	98,8	1,2
15	ქარხნიდან სამხრეთით 500 მ	0-5	60	100,0	0,0
16	ქარხნიდან სამხრეთით 1000 მ	0-5	87	88,5	11,5
17	ქარხნიდან სამხრეთით 2000 მ	0-5	115	58,7	41,3
18	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 10 მ	0-5	527	98,9	1,1
19	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 30 მ	0-5	380	94,8	5,2
20	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 50 მ	0-5	160	100,0	0,0
21	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 100 მ	0-5	89	96,6	3,4
22	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 300 მ	0-5	58	100,0	0,0
23	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 500 მ	0-5	56	100,0	0,0
24	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 1000 მ	0-5	196	95,9	4,1
25	ქარხნიდან ჩრდილოეთით 2000 მ	0-5	18	97,2	2,8
26	ქარხნიდან დასავლეთით 10 მ	0-5	643	96,4	3,6
27	ქარხნიდან დასავლეთით 30 მ	0-5	561	96,2	3,7
28	ქარხნიდან დასავლეთით 50 მ	0-5	425	96,5	3,8
29	ქარხნიდან დასავლეთით 100მ	0-5	156	100,0	0,0
30	ქარხნიდან დასავლეთით 300 მ	0-5	80	100,0	0,0



ნახ. 4.2. ნიადაგის ზედა (0-5 სმ) და ქვედა (5-10 სმ) ფენებში დარიშხანის შემცველობების თანაფარდობა (ფრჩხილებში – მაქსიმალური სიდიდე)



ნახ. 4.2ა. დარიშხანი (მგ/კგ) მადნის გამოსაწვავი საამქროს მიმდებარე ნიადაგში (0-5 სმ ფენა)

4.3. დარიშხანის მოძრავი ფორმები მდ. ლუხუნის ხეობის ნიადაგებში

საერთო შემცველობასთან ერთად გეო- და ეკოქიმიური თვალთახედვით საინტერესო იყო ნიადაგებში დარიშხანის მოძრავი ფორმების განსაზღვრა, რადგან მათზეა დამოკიდებული ელემენტის მიგრაციისა და მცენარეებში ტრანსლოკაციის უნარი.

ნიადაგებიდან დარიშხანის მოძრავი ფორმების გამოსაყოფად გამოვიყენეთ სელექტიური გამხსნელების მეთოდი. გამხსნელებად შევარჩიეთ გამოხდილი წყალი, 2 N HCl და 1 N NaOH. ექსპერიმენტის მიზანი იყო ნიადაგებიდან წყლით დარიშხანის გამორეცხვის ტემპისა და მასშტაბების შეფასება, აგრეთვე დამატებითი ინფორმაციის მიღება ნიადაგში დარიშხანის არსებობის ფორმების შესახებ.

ექსპერიმენტის ტექნიკა: მიხეხილსაცობიან კოლბაში მოთავსებულ 1,00 გ ნიადაგს ემატებოდა 100 მლ გამოხდილი წყალი, ან შესაბამისად 50-50 მლ HCl ან NaOH-ის ხსნარები. კოლბას პერიოდულად ვანჯღრევდით და 5-7 დღე-ღამის შემდეგ (რაც წინასწარი გამოკვლევებით საკმარისი იყო ფაზური წონასწორობის დასამყარებლად) მყარ და თხევად ფაზებს ვაცილებდით ცენტრიფუგირებით. ცენტრიფუგატში ფოტომეტრული მეთოდით ისაზღვრებოდა გახსნილი დარიშხანი. მოდელურ სუსპენზიებში (მყარი ფაზა-წყალი) და წყალგამონარეცხებში ექსპერიმენტის პროცესში კონტროლირდებოდა საწყისი pH და მისი დინამიკა დროში.

ნიადაგებიდან წყლით გამორეცხილი დარიშხანი საშუალოდ, მისი საერთო შემცველობის 9,5%-ია (ცხრილი 4.3). გაცილებით მეტი დარიშხანი გამოაქვს 2N მარილმჟავას და განსაკუთრებით 1N ნატრიუმის ტუტეს. შედეგი ლოგიკურია, რადგან დარიშხანის სულფიდური ფორმები წყალში პრაქტიკულად უხსნადია, დაჟანგული ფორმების ხსნადობა კი შეზღუდულია [54, 90]. მჟავაში დაჟანგული ფორმები შედარებით უკეთ

იხსნებიან, ტუტეებში კი დაჟანგულ ფორმებთან ერთად იხსნება სულფიდური ფორმებიც. ამიტომ ტუტე გამონარეცხებში გადასული დარიშხანი იშვიათი გამონაკლისით (სინჯი N18) საერთო შემცველობის 80-95%-ს აღწევს (საშუალო 83,5%, ცხრილი 4.3).

ცხრილი 4.3.

დარიშხანის მოძრავი ფორმები ნიადაგებში

სინჯის №	As (საერთო), მგ/კგ	გამხსნელი					
		წყალი		2N HCl		1N NaOH	
		As მგ/ლ	As%	As მგ/ლ	As%	As მგ/ლ	As%
1	55	0,06	11,1	1,05	95,8	1,04	94,5
4	783	0,33	4,2	13,80	78,8	12,17	88,2
8	119	0,06	4,3	1,10	46,0	1,99	83,6
10	985	0,49	4,9	17,08	86,7	18,56	94,2
16	87	0,07	7,5	1,01	58,5	1,34	77,3
18	381	0,09	2,5	4,19	54,9	3,25	57,5
25	18	0,05	41,5	0,10	28,4	0,34	93,3
26	643	0,37	5,7	10,88	84,6	12,13	94,3
30	80	0,23	28,1	1,00	62,6	1,40	87,6
საშუალო	350	0,19	9,47	5,58	66,2	5,8	85,6

ზემოთ აღნიშნულიდან გამომდინარე, ნიადაგებში სულფიდური ფორმის შემცველობა შეიძლება შევაფასოთ სხვაობით As_{NaOH} და As_{HCl}-ს შორის. ეს სიდიდე საკმაო ზღვრებში მერყეობს და საშუალოდ 16%-ს შეადგენს (ცხრილი 4.3). მიღებული შედეგი პრაქტიკულად ემთხვევა მდ.

ლუხუნის ხეობის ნიადაგებში ძირითად ნაწილში ექსპერიმენტულად განსაზღვრულ სულფიდური ფორმების წილს (ცხრილი 4.2).

დარიშხანის წყალში და მჟავაში ხსნადი ფორმების წილი დამოკიდებული აღმოჩნდა მის საერთო შემცველობასთან (ნახ. 4.2). საერთო დარიშხანის გაზრდით მჟავაში ხსნადი ფორმის წილი იზრდება წყალში ხსნადი ფორმის წილი კი მცირდება (r=-0,62). პირდაპირი კავშირი $As_{საერთო}$ და As_{HCl} შორის ლოგიკურია, რადგან ნიადაგებში დარიშხანი ძირითადად დაჟანგული ფორმებითაა წარმოდგენილი (§4.2). რამდენადმე რთულია უკუკავშირის ახსნა მეორე შემთხვევაში. სავარაუდოა, რომ ასეთ სინჯებში საერთო დარიშხანის მაღალი შემცველობის ერთ-ერთი მიზეზი მისი გამორეცხვის დაბალი ტემპია, წყალში ხსნადი ფორმის დაბალი წილის გამო.

საინტერესო შედეგები იქნა მიღებული წყალგამონარეცხების pH-ის განსაზღვრისას. დადგენილია, რომ ნიადაგების წყალთან კონტაქტის ხანგრძლივობის მიხედვით pH-ის ცვლილება დამოკიდებულია სინჯებში დარიშხანის სულფიდური ფორმების შემცველობაზე. როგორც აღნიშნული იყო, ნიდაგებში დარიშხანი ძირითადად წარმოდგენილია დაჟანგული ფორმების სახით. სულფიდური ფორმის წილი საერთო დარიშხანთან შეადგენს საშუალოდ 7,1%. როგორც ცნობილია, ჰაერთან და წყალთან კონტაქტისას სულფიდები იჟანგება და დაჟანგვის ერთერთი პროდუქტია გოგირდმჟავა. ცხადია, ეს პროცესი უნდა აისახოს წყალგამონარეცხების pH-ის დინამიკაშიც. მიღებული შედეგებიდან ჩანს, რომ ნიადაგის წყალგამონატუტების pH, მყარი და თხევადი ფაზის კონტაქტის ხანგრძლივობის მიხედვით, ძირითადად მცირდება (ცხრილი 4.4; სინჯები – 4, 8, 10, 12, 13, 16 და სხვ). ზოგიერთ შემთხვევაში (სინჯები – 15, 18, 26) მჟავიანობის ზრდა ნაკლებად შესამჩნევია, იშვიათად კი (სინჯები – 20, 22), pH-ის ცვალებადობაში კანონზომიე-

რება არ შეიმჩნევა, რაც აიხსნება მათში სულფიდური დარიშხანის მცირე შემცველობით.

ცხრილი 4.4

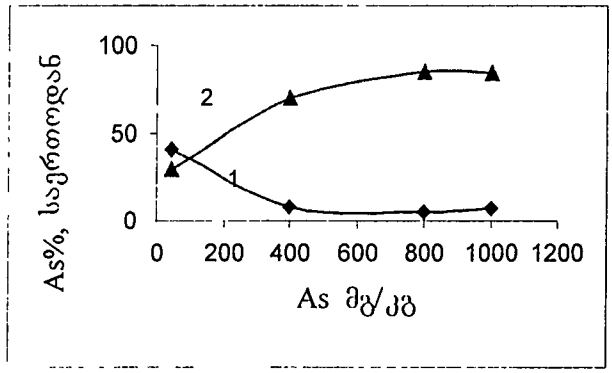
ნიადაგების წყალგამონატუტების **pH**

(ნიადაგი – 1,0 გ; წყალი 100 მლ)

სინჯის №	კონტაქტის ხანგრძლივობა			
	1 სთ	5 სთ	3 დღე	15 დღე
1	7,90	7,60	7,20	6,95
4	8,00	7,50	7,20	7,10
8	6,75	6,10	6,08	6,00
10	7,50	7,20	7,10	7,00
12	6,60	6,50	6,30	6,30
13	7,00	7,00	6,30	6,20
15	6,90	6,80	6,80	6,85
16	7,70	7,65	7,50	7,05
18	7,20	6,80	6,80	6,85
20	6,75	6,15	6,50	6,85
22	6,68	6,70	6,20	6,80
25	6,80	6,25	6,10	6,10
26	7,45	6,80	6,90	6,85
28	6,70	6,50	6,13	–
30	7,05	6,80	6,60	6,45

მჟავიანობის თავისებური ცვალებადობა შეიძლება ავხსნათ ნიადაგების განსხვავებული მაკროქიმიური შედგენილობით. სულფიდების დაჟანგვის შედეგად წარმოქმნილი მჟავის ნაწილი შეიძლება დაიხარჯოს ნიადაგებში არსებული კარბონატების, მეტალთა ჰიდროქიდებისა და

სხვათა განეიტრალებაზე, რაც აისახება წყალგამონატუტების pH-ის ცვალებადობაზე.



ნახ. 4.3. წყალხსნარში (1) და **2N HCl**-ში (2) გადასული დარიშხანის რაოდენობის დამოკიდებულება **As**-ის საერთო შემცველობაზე

ცხრილი 4.5.

ნიადაგების წყალგამონარეცხების **pH**-ის დროში ცვალებადობის (**ΔpH**) დამოკიდებულება სულფიდური დარიშხანის ფარდობით შემცველობაზე

As სულფიდური (% საერთოდან)	სინჯების რაოდენობა	კონტაქტის ხანგრძლივობა		
		5 სთ	3 დღე	15 დღე
0,0	5	0,06	0,33	0,03
1-2	3	0,23	0,45	0,55
2-3	2	0,52	0,40	0,50
3-5	3	0,20	0,34	0,62
>5	2	0,35	0,44	0,70
კორელაციის კოეფიციენტი		0,31	0,47	0,56

$\Delta pH = pH_{საწყისი} - pH_{წონასწორული}$

თავი 5.

მდ. ლუხუნის ჰიდრო- და ეკოქიმიური გამოკვლევის შედეგები

5.1. მდ. ლუხუნის წყლის მაკროქიმიური შედგენილობა

მდ. ლუხუნის, ისე როგორც საქართველოს სხვა პატარა მდინარეების ჰიდროქიმიური კონტროლი, ჰიდრომეტსამსახურის პროგრამაში არ შედიოდა. პირველი შედეგები მიღებული იყო 1967 წ [96], დაკვირვებები ჩატარებული იყო ჩვენს მიერ 1982-1985 წწ-ში [25]. გამეორებითი დაკვირვებები ჩატარებული იყო 2002-2003 წწ-ში (გამოკვლეული სინჯების საერთო რაოდენობა – 75).

ო. ალეკინის კლასიფიკაციით [97] მდ. ლუხუნის წყლები მიეკუთვნება კარბონატული კლასის, კალციუმის ჯგუფის, მეორე ტიპს. შესართავში მისი მინერალიზაცია მერყეობს 120-182 მგ/ლ ფარგლებში და საშუალოდ 144 მგ/ლ ტოლია (ცხრილები 5.1. და 5.2). ამ მაჩვენებლით მდ. ლუხუნი არ განსხვავდება მთის ზონის ზედაპირული წყლებისაგან. დინების მიმართულებით მდ. ლუხუნის წყლებში მთავარი იონების ჯამური სიდიდე (Σi) საკმაოდ სტაბილურია (ნახ. 5.1), რაც მისი შენაკადების მსგავსი იონური შედგენილობით უნდა ავხსნათ (Σi 77-150 მგ/ლ).

Σi შიგაწლიური განაწილება ლოგიკურია და განისაზღვრება მდინარის კვების რეჟიმით [97]. წყლის მინიმალური მინერალიზაცია ემთხვევა გაზაფხულ-ზაფხულის წყალდიდობას, რაც თავის მხრივ თოვლის ინტენსიური დნობითაა გამოწვეული. მთავარი იონების მაქსიმალური ჯამური კონცენტრაცია შეიმჩნევა შემოდგომა-ზამთრის წყალმეჩხერობის პერიოდში, როდესაც მდინარის წყლის ბალანსში იზრდება მიწისქვეშა წყლების ფარდობითი წილი (ნახ. 5.2).

ცხრილი 5.1

მდ. ლუხუნის და რიონის წყლების მაკროქიმიური შედგენილობა (მდ. ლუხუნი: 1 – ზედა საამქრომდე; 2 – სოფ. ურავამდე; 3 – სოფ. ურავის ქვემოთ; 4 – შესართავი, მდ. რიონი; 5 – სოფ. წესი; 6 – დაბა ამბროლაური

სინჯის აღების		pH	მგ/ლ						
პუნქტი	თარიღი		Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Σ_i
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	14.05	7,68	2,0	15,5	77,5	3,0	23,8	3,2	125
1	16.09	7,74	2,1	15,9	83,5	3,8	21,5	5,2	132
2	15.03	7,32	2,8	36,2	78,1	3,6	28,2	6,0	155
2	14.04	7,35	2,4	15,8	92,7	7,6	20,5	5,9	145
2	14.05	8,00	2,0	16,0	83,0	2,3	25,0	4,2	133
2	16.06	7,50	2,8	12,4	78,1	2,2	23,0	4,2	123
2	04.08	7,62	1,1	17,0	83,0	1,8	22,0	6,3	131
2	16.09	7,42	2,2	17,6	87,8	1,0	28,0	4,8	141
2	04.11	7,60	2,9	16,0	102,4	4,0	25,5	7,2	158
2	14.12	7,94	2,8	17,5	109,5	5,6	28,0	6,5	170
2	09.01.03	7,60	2,6	17,8	108,3	3,6	28,5	7,2	168

ცხრილი 5.1-ის გაგრძელება

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
3	15.03	7,15	2,0	20,03	83,0	2,8	27,2	4,0	140
3	14.04	7,20	2,4	15,8	87,8	7,1	22,0	4,9	140
3	14.05	7,60	3,3	18,8	117,0	3,0	33,0	7,2	182
3	16.06	7,95	0,9	12,4	83,4	1,8	26,0	3,0	128
3	04.08	7,33	0,9	15,6	92,7	1,2	25,5	6,6	143
3	16.09	7,55	1,8	17,0	97,6	3,0	27,5	5,4	152
3	04.11	7,82	2,5	16,8	78,1	2,0	23,0	5,4	128
3	14.12	7,90	4,5	20,1	116,0	3,3	32,5	7,6	184
4	15.03	6,96	2,8	26,8	83,0	3,6	28,6	4,8	150
4	14.04	7,70	2,8	15,2	87,8	7,8	20,0	5,5	139
4	14.05	8,10	2,0	15,0	78,0	3,3	23,0	4,0	125
4	16.06	7,95	1,0	12,9	78,1	0,9	22,5	4,8	120
4	04.08	6,75	1,0	20,8	87,8	3,8	27,5	4,1	145
4	16.09	7,60	2,0	17,0	97,6	5,0	22,5	7,5	152
4	04.11	7,34	2,2	17,6	87,8	1,0	28,0	4,8	141
4	14.12	7,88	4,5	18,6	115,8	4,3	32,3	6,5	182
5	15.03	7,22	2,4	40,8	121,0	8,6	36,8	7,7	217
5	14.04	7,90	3,6	35,2	171,0	10,5	49,0	7,8	277
5	14.05	8,10	1,4	24,8	107,0	3,3	33,5	5,5	176
5	16.06	7,90	1,3	15,2	92,7	2,0	29,5	3,6	144

ცხრილი 5.1-ის გაგრძელება

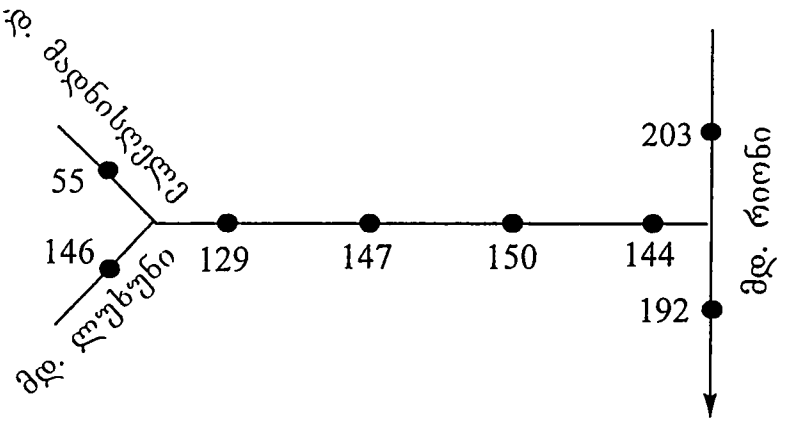
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
6	15.03	7,30	2,8	50,0	146,0	9,9	44,0	9,8	263
6	14.04	7,36	2,8	35,8	156,0	9,2	42,0	10,2	256
6	14.05	8,15	2,8	18,8	102,0	3,5	34,0	3,0	164
6	16.06	7,85	1,1	14,0	90,3	1,5	26,0	4,5	138
6	04.08	7,76	1,4	17,6	87,8	3,8	24,5	4,8	140

ცხრილი 5.2.

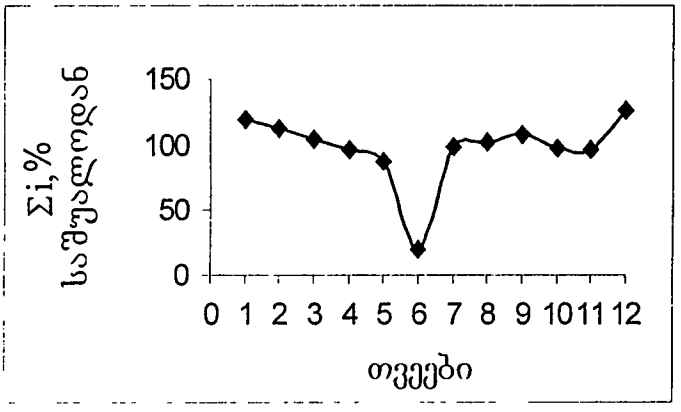
მდ. ლუხუნის ჰიდროქიმიური მახასიათებლები

(შესართავი, 1982-1985 და 2002-2003 წწ. მონაცემებით, **n=15)**

კომპონენტი	მგ/ლ			% Σi-დან	წლიური განატანი, ტ
	მინ.	მაქს.	საშუალო		
Cl^-	0,9	8,9	2,8	1,9	1100
SO_4^{2-}	11,6	26,8	17,1	11,5	6500
HCO_3^-	52,7	116	91,5	61,4	34800
Na^+	1,0	10,4	5,5	3,7	2100
K^+	0,9	2,6	1,2	0,8	500
Ca^{2+}	16,5	42,7	25,4	17,1	9700
Mg^{2+}	3,6	7,5	5,2	3,5	2000
Σi	98	201	149	100	56700



ნახ. 5.1. Σi საშუალო მნიშვნელობების (მგ/ლ) ცვალებადობა მდ. ლუხუნის დინების მიმართულებით



ნახ. 5.2. Σi შიგაწლიური განაწილება (მდ. ლუხუნი. შესართავი. Σi საშუალო სიდიდე ჩათვლილია 100%-ად)

მდ. ლუხუნის წყლის ბალანსში წამყვანი ადგილი უკავიათ ატმოსფერულ ნალექებს. ჩვენს მიერ 1983-1985 წწ-ში მიღებული შედეგებით მათი მინერალიზაცია 3,9-17,0 მგ/ლ ფარგლებში იცვლება და საშუალოდ 9,3 მგ/ლ ტოლია (საქართველოს ატმოსფერული ნალექების სა-

შუალო მინერალიზაცია 14 მგ/ლ-ია [27]. მდინარის აუზის ფართისა და ატმოსფერული ნალექების რაოდენობის გათვალისწინებით გათვლილი სველი წლიური ეოლური მონატანი 3300 ტ შეადგენს, რაც მდინარის მიერ გატანილი მარილების მხოლოდ 6-8%-ია. მიწისქვეშა წყლების როლის შეფასება მდ. ლუხუნის მინერალურ ბალანსში ამ ეტაპზე არ შეგვიძლია, რადგან, ჩვენთვის მხოლოდ ხეობის მინერალური წყლების ქიმიური შედგენილობაა ცნობილი (ცხრილი 5.11).

ეკოქიმიური თვალთასედვით მთავარი იონებიდან განსაკუთრებით საყურადღებოა სულფატების განაწილება მდ. ლუხუნის წყლებში, რადგან მისი ნაწილი შეიძლება ანთროპოგენური წარმოშობის იყოს. სულფიდურ გოგირდთან გენეტიკურად დაკავშირებული სულფატების შეფასების მიზნით გათვლილი იყო სულფატების ფარდობითი შემცველობა (% Σi-დან). ამ მახასიათებლით მდ. ლუხუნი დინების სხვადასხვა მონაკვეთზე, მისი შენაკადები და ზემო რაჭის მოსაზღვრე რაიონების მდინარეები პრაქტიკულად არ განსხვავდებიან. მათში ეს სიდიდე საკმაოდ სტაბილურია და 10-12%-ის ფარგლებში იცვლება. აქედან გამომდინარე ანთროპოგენური სულფატების წილი მდ. ლუხუნის მარილოვან ბალანსში უმნიშვნელო უნდა იყოს. ანალოგიური შედეგი მიიღება თეორიული გათვლებითაც, ნამწვებში დარჩენილი სულფიდური გოგირდის რაოდენობის მხედველობაში მიღებით.

5.2. ბიოგენური ნივთიერებები მდ. ლუხუნის წყალში

მდ. ლუხუნის ხეობაში სოფლის მეურნეობის სხვა დარგებთან შედარებით განვითარებულია მესაქონლეობა. ფერმერული მეურნეობები კი ზედაპირული წყლების ორგანული და ბიოგენური ნივთიერებებით დაბინძურების ერთ-ერთი მძლავრი წყაროა [98]. ამიტომ საჭიროდ ჩავთვალეთ, სხვა კომპონენტებთან ერთად, მდ. ლუხუნის წყალში

ცხრილი 5.3

პერმანგანატული ინდექსი (მგO/ლ) და ბიოგენური ნივთიერებების კონცენტრაციები (მგ/ლ) მდ. ლუხუნის წყალში

პუნქტი	პერმანგანატ. ინდექსი	NH_4^+		NO_2^-		NO_3^-		PO_4^{3-}	
		მინ.-მაქს.	საშ.	მინ.-მაქს.	საშ.	მინ.-მაქს.	საშ.	მინ.-მაქს.	საშ.
ლუხუნი-სათავე	2,0	0,00-0,12	0,07	0,00-<0,01	0,00	0,20-0,84	0,52	0,00-<0,01	0,00
ლუხუნი-საამქრომდე	2,2	0,00-0,11	0,08	0,00<0,01	0,00	0,40-1,10	0,56	0,00-0,01	0,00
ლუხუნი-ურავამდე	2,4	<0,01-0,18	0,12	0,00-0,01	0,01	0,68-1,44	0,85	0,00-0,03	0,01
ლუხუნი-აბარი	2,3	0,01-0,16	0,10	0,00-0,01	0,01	0,80-2,00	1,45	0,00-0,02	0,01
ლუხუნი-შესართავი	2,5	0,01-0,40	0,22	0,00-0,01	0,01	1,42-2,86	1,87	0,00-0,03	0,02

გაგვესაზღვრა პერმანგანატული ინდექსი და ბიოგენური ნივთიერებების კონცენტრაციები.

მიღებული შედეგებიდან ჩანს რომ, წყლის პერმანგანატული ჟანგვადობა 2,0-2,6 მგO/ლ ფარგლებში იცვლება (ზღვრული დასაშვები კონცენტრაცია სასმელი წყლისათვის 5,0 მგO/ლ), რაც დამახასიათებელია მთის რეგიონის ზედაპირული წყლებისათვის (ცხრილი 5.3).

საქართველოს რესპუბლიკაში მოქმედი ზღვრული დასაშვები კონცენტრაციების ნორმატივებზე ნაკლებია ბიოგენური ნივთიერებების მაქსიმალური კონცენტრაციებიც (ცხრილი 5.3) (ზდკ: NH_4^+-0,5 მგ/ლ; NO_2^- – 0,1 მგ/ლ; NO_3^- – 50 მგ/ლ [49].

საქართველოს სხვა მდინარეებში ბიოგენური ნივთიერებების კონცენტრაციები, იშვიათი გამონაკლისის გარდა, თანმთხვევადია ჩვენს მიერ მიღებულ შედეგებთან. გამონაკლისია რაიონები, სადაც ინტენსიურია მინერალური სასუქების გამოყენება ან მდინარის უბნები, სადაც მსხვილი მეცხოველეობის ფერმებია განლაგებული.

5.3. მიკროელემენტების გახსნილი ფორმები მდ. ლუხუნის წყალში

ბუნებრივი თუ ჩამდინარე წყლების მიკროელემენტური შედგენილობა განსაზღვრავს წყლის თავისებურებას და ხშირ შემთხვევაში გამოდის „ეკოქიმიური ინდიკატორის“ როლში. დარიშხანის სულფიდური მადნების მომპოვებელი და გადამამუშავებელი საწარმოების გარემოზე ზემოქმედების შეფასების მიზნით დამატებითი ინფორმაციის მისაღებად 2002 წ აღებულ სინჯებში შესწავლილი იყო ზოგიერთი მიკროელემენტის განაწილება (ცხრილები 5.4. და 6.5).

დარიშხანის სულფიდური მადნებისა და მათი ნამწვების რთული მიკროქიმიური შედგენილობის მიუხედავად მდ. ლუხუნის წყლებში მძიმე ლითონების კონცენტრაციები ნაკლებია, ვიდრე საქართველოს

სხვა მდინარეებში (ცხრილი 5.5). მათი მაქსიმალური შემცველობებიც კი ნაკლებია შესაბამის ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციებზე [28].

თეორიული გათვლები და ექსპერიმენტული შედეგები გვიჩვენებენ, რომ დარიშხანის სულფიდური მადნების მოპოვება-გადამუშავების ნარჩენების გავლენა ზედაპირულ წყლებში მძიმე ლითონების შემცველობაზე არ უნდა იყოს მკვეთრად გამოსახული. მაღაროსა და რაჭის სამთო ქიმიური ქარხნის ჩამდინარე წყლებშიც კი მათი კონცენტრაცია მცირედ განსხვავდებოდა ფონურიდან (Pb 2,25-11,0; Ni 0,8-1,4; Cr 0,4-1,0 მკგ/ლ). ნამწვებიდან მძიმე ლითონების გამორეცხვის დაბალი ხარისხი გვიჩვენა წყალგამონატუტების ანალიზმაც (ცხრილი 3.6 და 3.11), რაც ობიექტში მძიმე ლითონების ოქსიდური ფორმის დომინირებით აიხსნება.

გამომდინარე მძიმე ლითონების იონური პოტენციალიდან, მათი და ორგანული ნივთიერებების კონცენტრაციებიდან, სავარაუდოა, რომ მდ. ლუხუნის წყალში ელემენტთა მიგრაციის ძირითადი ფორმები უნდა იყოს იონური, ჰიდროქსო- ან ჰიდროქსოფულვატური კომპლექსები [99].

ცხრილი 5.4

მიკროელემენტების შემცველობა მდ. ლუხუნის წყლებში

მდინარე-პუნქტი	მკგ/ლ					
	As	**I**	**Cu**	**Pb**	**Cr**	**Ni**
ლუხუნი-სათავე	0,3	2,0	0,3	0,3	0,3	2,2
ლუხუნი-საამქრომდე	1,6	6,4	0,5	0,3	0,5	2,4
ლუხუნი-სოფ. ურავამდე	2,4	6,3	1,8	0,5	0,4	2,1
ლუხუნი-სოფ. აბარი	7,6	5,7	2,5	0,4	0,6	2,0
ლუხუნი-შესართავი	4,6	5,7	3,4	0,3	0,6	2,0
რიონი-სოფ. წესი	0,9	5,0	5,2	0,4	0,4	1,5
რიონი-დაბა ამბროლაური	1,0	7,0	6,7	0,4	0,4	2,2

ჩვენს მიერ გამოკვლეული იყო ლუხუნის ხეობის რამდენიმე მინერალური წყლის შედგენილობა.

ქიმიური შედგენილობის მიხედვით ისინი ძირითადად ნატრიუმჰიდროკარბონატულ წყლებს მიეკუთვნება.

ცხრილი 5.6

დარიშხანი მდ. ლუხუნის ხეობის მინერალურ წყლებში

მინერალური წყალი	pH	მგ/ლ		As	
		Σi	Fe	მგ/ლ	% Σi-დან
სოფ. აბარი	8,15	1175	0,00	0,00	0,00
სოფ. ურავი	6,30	2237	3,71	0,30	0,01
მარილიანი ვეძა	6,35	5892	0,60	3,36	0,06
სპილდოს მჟავე წყალი	5,55	709	19,56	025	0,04
„კუჭის წყალი“	6,40	3856	19,82	1,63	0,04

ცხრილი 5.5

მიკროელემენტების საშუალო და ექსტრემალური კონცენტრაციები (მკგ/ლ) საქართველოს ზედაპირულ წყლებში

ელემენტი	საქართველოს მდინარეები			მდ. ლუხუნი (შესართავი)		
	მინ.	მაქს.	საშუალო	მინ.	მაქს.	საშუალო
As	0,6	4,1	2,5	1,0	8,6	4,6
I	3,8	15,7	9,8	2,0	7,4	5,7
Cu	1,6	7,6	5,0	1,2	5,4	3,4
Pb	0,0	7,0	0,9	0,0	1,3	0,3
Cr	0,4	2,1	1,1	0,0	1,2	0,6
Ni	1,3	6,6	3,9	1,0	3,7	2,0

მინერალურ წყლებში დარიშხანის მაღალი შემცველობის მიუხედავად (ცხრილი 5.6) მათი გავლენა მდ. ლუხუნის წყალში დარიშხანის შემცველობაზე უმნიშვნელოა, რაც მათი მცირე დებიტით აიხსნება.

5.4. დარიშხანი მდ. ლუხუნის წყალში

ძლიერი ტოქსიკურობისა და მძლავრი ანთროპოგენური წყაროების არსებობის გამო, ყველაზე აქტუალურ საკითხად ეკოქიმიური თვალსაზრისით რჩება დარიშხანის განაწილების შესწავლა მდ. ლუხუნის წყალში, ტივტივა ნატანში და ფსკერულ ნალექებში.

გარემოზე ანთროპოგენური წყაროს გავლენის რაოდენობრივი შეფასება კომპონენტის აბსოლუტური შემცველობით (მკგ/ლ) ყოველთვის არ იძლევა სასურველ შედეგს, რადგან არ ითვალისწინებს რეგიონისა და ობიექტის გეოქიმიური ანომალიის არსებობას, საკონტროლო და თანამგზავრი ელემენტების მაღალ ფონურ კონცენტრაციებსა და სხვა. ამ შემთხვევაში უფრო ინფორმატულ მახასიათებლად შეიძლება გამოდგეს კომპონენტის ფარდობითი შემცველობა (%Σi-დან). გარემოზე ანთროპოგენური ზემოქმედების ხარისხის შეფასება ადვილდება, თუ საკონტროლო ელემენტისათვის გვაქვს სათანადო მონაცემები დაბინძურების წყაროს ამოქმედებამდე. ჩვეულებრივ ასეთი ინფორმაცია იშვიათია. მდ. ლუხუნის წყლებში დარიშხანის შემცველობის პირველი განსაზღვრები ჩატარებული იყო გასული საუკუნის 70-იან წლებში [96], საწარმოების ამოქმედებიდან 35-40 წლის შემდეგ.

რაჭის სამთო-ქიმიური ქარხნის ფუნქციონირების შეწყვეტის შემდეგ შექმნილი ვითარება საშუალებას იძლევა გარემოზე მისი ზემოქმედების ხარისხი შევაფასოთ არა ნორმირებული ნივთიერების ემისიით, რაც ჩვეულებრივაა მიღებული, არამედ გარემოში თვითგაწმენდის პროცესების შედეგად დარიშხანის კონცენტრაციების კლებით. ქარხნის

ფუნქციონირების პერიოდში არსებული ეკოქიმიური ვითარება საფუძ-ველიანად იყო შესწავლილი 1982-1985 წწ-ში [25].

დარიშხანის ფონური შემცველობა საქართველოს ზედაპირულ წყლებში ადრე ჩატარებული გამოკვლევებით 0,6-4,1 მკგ/ლ ფარგლებში იცვლება და საშუალოდ 2,5 მკგ/ლ შეადგენს [27]. 2002-2003 წწ-ში ჩვენს მიერ მიღებული შედეგებით (ცხრილი 5.7) დარიშხანის განაწილება მდ. ლუხუნის დინების მიმართულებით მკვეთრად არის გამოხატული. მდი-ნარის ზედა ნაწილში, სადაც დაბინძურების წყარო – მაღაროები აღარ ფუნქციონირებენ, დარიშხანის აბსოლუტური და ფარდობითი კონცენ-ტრაცია მინიმალურია (0,2-0,3 მკგ/ლ). ანთროპოგენური ფაქტორების აშ-კარა გავლენით მდინარის შუა ნაწილში (სოფ. ურავის მიდამოები) დარიშხანის შემცველობა ცალკეულ სინჯებში 14-28 მკგ/ლ აღწევს (ცხრილი 5.7). შესართავში დარიშხანის საშუალო კონცენტრაცია მცი-რდება 4,6 მკგ/ლ-მდე (ექსტრემუმები 1,0-8,6 მკგ/ლ), რაც მდ. ლუხუნის შენაკადებში მისი დაბალი კონცენტრაციის (0,3-1,0 მკგ/ლ) შედეგია.

რამდენადმე გაუგებარია თუ, რით არის გამოწვეული დარიშხანის დაბალი კონცენტრაცია (1,0-1,3 მკგ/ლ) მდ. ლუხუნის წყალში მაქსიმალური დაბინძურების ზონაში (სოფ. ურავის ქვემოთ). სავარაუდო ახსნის საშუალებას იძლევა დარიშხანის აბსოლუტური და ფარდობითი კონცენტრაციების უკუკავშირი წყლის მინერალიზაციას-თან. ზამთარში აღებული სინჯის გამოკლებით (როდესაც მდინარის წყლის შედგენილობის ფორმირება განსხვავებულია წლის სხვა პერიო-დისაგან) დარიშხანის მაქსიმალური კონცენტრაციები აღინიშნება წყლებში, რომელთა Σi შედარებით დაბალია (128-140 მგ/ლ) და დაკავ-შირებული არიან გაზაფხული წყალდიდობასთან. დარიშხანის დაბალი შემცველობით გამოირჩევიან წლის მშრალი პერიოდის და შესაბამისად გაზრდილი მინერალიზაციის (143-182 მგ/ლ, ცხრილი 5.1) მქონე წყლები.

ცხრილი 5.7

დარიშხანი მდ. ლუხუნის და რიონის წყლებში

(2002 წ. მდ. ლუხუნი: 1 – ზედა საამქრომდე. 2 – სოფ. ურავამდე, 3 – სოფ. ურავის ქვემოთ, 4 – შესართავი; მდ. რიონი: 5 – სოფ. წესი, 6 – დაბა ამბროლაური)

სინჯის აღების		pH	Σi მგ/ლ	სიხისტე მგ-ეკვ/ლ	As (გახსნილი)	
პუნქტი	თარიღი				მკგ/ლ	%Σi -დან·10^{-4}
1	2	3	4	5	6	7
1	14.05	7,68	125	1,46	0,2	1,6
1	16.09	7,74	132	1,51	0,3	2,2
2	15.03	7,32	155	1,91	0,5	3,2
2	14.04	7,35	145	1,52	2,0	13,8
2	14.05	8,00	133	1,60	0,5	3,8
2	16.06	7,50	123	1,50	5,0	40,7
2	04.08	7,62	131	1,63	1,5	11,5
2	16.09	7,42	141	1,80	2,0	14,2
2	04.11	7,60	158	1,88	5,0	31,6
2	14.12	7,94	170	1,94	2,4	14,1
3	15.03	7,15	140	1,69	28,0	200
3	14.04	7,20	140	1,51	14,0	100
3	14.05	7,60	182	2,25	1,0	5,5
3	16.06	7,95	128	1,55	5,0	39,1
3	04.08	7,33	143	1,83	1,3	9,1
3	16.09	7,55	152	1,83	1,0	6,6
3	04.03	7,82	128	1,60	3,0	23,4
3	14.12	7,90	184	2,26	7,6	41,3

ცხრილი 5.7 (გაგრძელება)

1	2	3	4	5	6	7
4	15.03	6,96	150	1,83	8,0	53,3
4	14.04	7,70	139	1,46	6,0	43,2
4	14.05	8,10	125	1,48	1,0	8,0
4	16.06	7,95	120	1,53	2,0	16,7
4	04.08	6,75	145	1,72	8,6	59,3
4	16.09	7,60	152	1,76	1,3	8,6
4	04.11	7,34	141	1,68	3,2	22,7
4	14.12	7,88	182	2,16	6,4	35,2
5	15.03	7,22	217	2,48	0,5	2,3
5	14.04	7,90	277	3,10	1,0	3,6
5	14.05	8,10	176	2,14	2,0	11,3
5	16.06	7,90	144	1,78	0,5	3,5
6	15.03	7,30	263	3,02	2,0	7,6
6	14.04	7,36	256	2,95	1,6	6,3
6	14.05	8,15	164	1,95	1,5	9,1
6	16.06	7,85	138	1,71	0,5	3,6
6	04.08	7,76	140	1,63	1,8	12,8
საშუალო						
1	–	7,71	129	0,3	2,0	
2	–	7,59	145	2,4	16,6	
3	–	7,56	150	7,6	53,1	
4	–	7,54	144	4,6	30,9	
5	–	7,78	204	1,0	5,2	
6	–	7,68	192	1,5	7,9	

სავარაუდოა, რომ წყალდიდობისას მდინარეში ინტენსიურად ჩაედინება დარიშხანით დაბინძურებული ნიადაგებისა და სხვა დარიშხანშემცველი ობიექტების ნარეცხი წყლები. დაბინძურების არსებული წყაროების გავლენა მდინარე ლუხუნის წყალში წყლის მშრალ პერიოდში არ შეიმჩნევა. ამასთან, მდინარე ლუხუნის წყლებში Σi და As (გახსნილი) კონცენტრაციებს შორის მჭიდრო პირდაპირი კავშირია (r=+0,76). სოფ. ურავთან აღებულ სინჯებში მათ შორის კავშირის ხასიათი იცვლება (r=-0,30)

საერთო წყარო და მოძრავ ფორმაში გადასვლის მექანიზმი (სულფიდური მადნები, მათი ოქსიდაცია) განაპირობებს მჭიდრო კორელაციურ კავშირს As (გახსნილი) და SO_4^{2-} კონცენტრაციებს და უკუკავშირს As (გახსნილი) და pH-ს შორის (შესაბამისი კოეფიციენტები +0,76±0,05 და –0,66±0,06).

2002 და 1983-1985 წწ. მიღებული შედეგების შედარება გვიჩვენებს, რომ მდ. ლუხუნის წყალში დარიშხანის გახსნილი ფორმის კონცენტრაცია 72-96%-ით შემცირდა (ცხრილი 5.8) და მდინარის ზოგიერთ უბანზე გაუტოლდა ფონურს. მდ. ლუხუნის წყალში დარიშხანის შემცველობით შუალედური ადგილი უკავიათ 1999 წელს აღებულ სინჯებს (ნახ. 5.3). 1983-1985 წწ-თან შედარებით, მათში დარიშხანის გახსნილი ფორმის შემცველობა 54-86 (საშუალო 73%) არის შემცირებული. ანალოგიური მახასიათებლები 2002 წ. მონაცემებით საშუალოდ შეადგენს 81%. აღსანიშნავია, რომ 1983-1985 წწ. და 2000 წლის მონაცემებით დარიშხანის შემცველობა მდ. რიონში ლუხუნის შესართავამდე (სოფ. წესი) პრაქტიკულად არ შეცვლილა (0,9 და 1,0 მკგ/ლ, ΔC – 11%). დაბა ამბროლაურთან აღებულ წყლის სინჯებში დარიშხანის კონცენტრაცია, მდ. ლუხუნის აუზში მომხდარი ანთროპოგენური ცვლილებების გამო, 66%-ით შემცირდა (ცხრილი 5.8).

ცხრილი 5.8

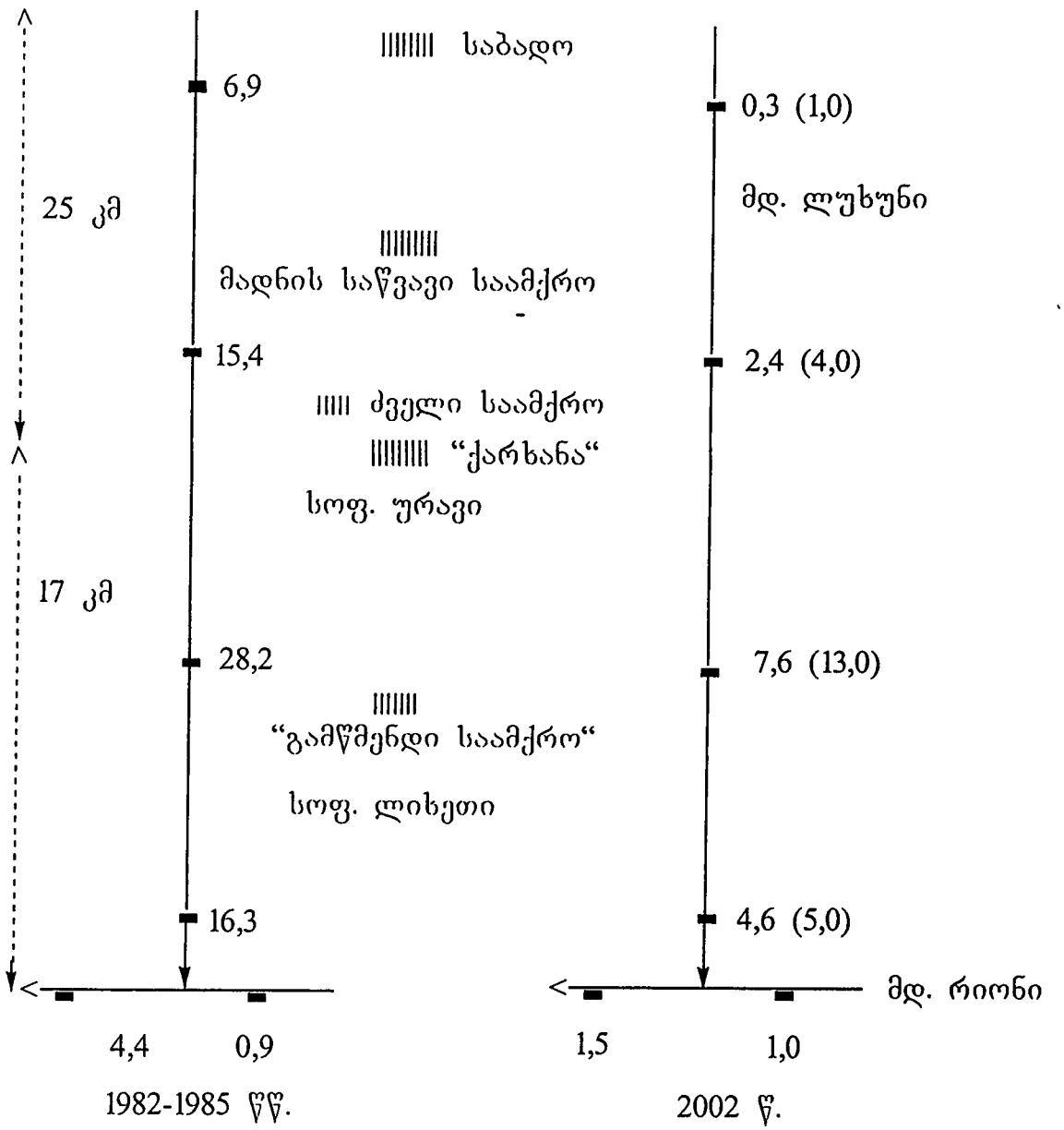
დარიშხანი მდ. ლუხუნისა და რიონის წყლებში 1983-1985 და 2002 წწ. მონაცემებით (მკგ/ლ)

პუნქ-ტი	1982-1985 წწ.				2002 წ.				ΔC, %
	n	მინ.	მაქს.	საშ.	n	მინ.	მაქს.	საშ.	
1	3	2,0	12,0	6,9	2	0.2	0,3	0,3	-96
2	7	1,5	109	15,4	8	0,5	5,0	2,4	-84
3	25	3,0	90	28,2	8	1,0	28,0	7,6	-73
4	8	4,3	51,5	16,3	8	1,0	8,6	4,6	-72
5	5	0,8	1,0	0,9	4	0,5	2,0	1,0	+11
6	6	1,3	8,0	4,4	5	0,5	2,0	1,5	-66

მდინარის დინების მიმართულებით, ძირითადად ტექნოგენური მიზეზებით (მაღაროსა და ქარხნის ჩამდინარე წყლების გავლენა), ნაწილობრივ კი თვითგაწმენდის პროცესებით გამოწვეული კონცენტრაციის ფარდობითი ცვლილების მაჩვენებელი სიდიდეები მცირდება, რადგან სოფ. ურავის მიდამოებში ჯერ კიდევ რჩება ანთროპოგენური დარიშხანის მძლავრი, მუდმივმოქმედი წყარო.

დარიშხანთან ერთად განსაკუთრებულ ინტერესს იწვევს ანთიმონის განაწილება მდ. ლუხუნის წყლებში. გამომდინარე მეთოდის მგრძნობიარობიდან და საანალიზოდ აღებული სინჯის მოცულობიდან ანთიმონის კონცენტრაცია მდ. ლუხუნის წყლებში ნაკლები უნდა იყოს 2-2,5 მკგ/ლ. ლიტერატურის მიმოხილვაში ნაჩვენები იყო (§1.5), რომ ანთიმონის შემცველობა ზედაპირულ წყლებში არ აღემატება 3-3,3 მკგ/ლ [29,43]. სხვა ფაქტორებთან (დაბალი ძვრადობა, სორბცია) ერთად ზედაპირულ წყლებში ანთიმონის დაბალი შემცველობის მიზეზი უნდა

იყოს მისი ჰიდროლიზური გამოლექვა წყლებიდან, რომელთა pH>7 [100].



ნახ. 5.3. დარიშხანი მდ. ლუხუნისა და რიონის წყლებში (მკგ/ლ, ფრჩხილებში – 1999 წ. მონაცემები)

5.5. მდ. ლუხუნის ტივტივა ნატანისა და ფსკერული ნალექების ქიმიური შედგენილობა

მდ. ლუხუნის ჰიდრო- და ეკოქიმიური გამოკვლევის პროგრამა ითვალისწინებდა ტივტივა ნატანებისა და ფსკერული ნალექების მაკრო- და მიკროქიმიური შედგენილობის შესწავლას. სხვა ფაქტორები რომ არ გავითვალისწინოთ, მაღალი სიმღვრივისა (>1 გ/ლ) და დაბალი მინერალიზაციის (<0,2 გ/ლ) გამო მთის მდინარეებს შეტივნარებული ფორმით 5-8-ჯერ მეტი ნივთიერება გადააქვთ, ვიდრე გახსნილი სახით [27]. გარდა ამისა, მდინარის მყარი ფაზის ფორმირებაში სულ უფრო იზრდება ანთროპოგენური წყაროების როლი. მდ. ლუხუნში გაუწმენდავად ჩაედინებოდა გამამდიდრებელი ფაბრიკის ნარეცხი წყლები, რომლებსაც წლიურად მდინარეში 46 ტ შეტივნარებული დარიშხანი შეჰქონდა [12].

ტივტივა ნატანისა და ფსკერული ნალექების სილიკატური ანალიზის შედეგები გვიჩვენებენ (ცხრილი 5.9), რომ მათი გრანულომეტრული და ქიმიური შედგენილობის განაწილების ზოგადი კანონზომიერებები შენარჩუნებულია, თუმცა საქართველოს ძირითად მდინარეებთან შედარებით [27] ნაკლებად მკვეთრად არის გამოხატული. კერძოდ, მდინარის დინების მიმართულებით ნატანებსა და ფსკერულ ნალექებში მცირდება SiO_2 და მსუბუქი ფრაქციებისათვის დამახასიათებელი Al_2O_3 Fe_2O_3 და სხვა კომპონენტების ფარდობითი წილი. ფსკერულ ნალექებში ტივტივა ნატანებთან შედარებით გაზრდილია SiO_2 და შემცირებულია Al_2O_3. კარბონატების მასური წილი ლამებში 1,0-2,2%-ია (საშუალო – 1,6%).

მდინარის მარჯვენა და მარცხენა ნაპირებზე სინქრონიულად აღებული სინჯები Al_2O_3 და Fe_2O_3-ის შემცველობით რამდენადმე განსხვავდებიან, რაც სედიმენტაციური ფრაქციონირების განსხვავებული პირობებით აიხსნება.

ცხრილი 5.9

მდ. ლუხუნის ტივტივა ნატანისა და ფსკერული ნალექების საშუალო მაკროქიმიური შედგენილობა (%)

კომპონენტი	ნატანი			ფსკერული ნალექი		
	ურავამდე	აბარამდე	შესართავი	ურავამდე	აბარამდე	შესართავი
H_2O^*	11,75	11,08	12,40	10,20	10,60	10,12
SiO_2	54,05	53,24	51,20	60,77	58,80	57,64
Al_2O_3	15,88	16,78	16,90	14,00	14,62	15,78
Fe_2O_3	5,72	5,77	6,64	4,06	4,50	4,67
CaO	5,64	5,67	6,04	5,04	5,22	5,20
MgO	2,14	2,20	2,36	1,88	2,10	2,20
Na_2O	1,90	2,12	2,20	1,80	1,94	2,04
K_2O	2,04	2,0	2,10	2,12	2,05	2,18
Σ	99,25	98,96	99,81	99,87	99,83	99,80

* - ტენი+გახურების დანაკარგი

5.6. დარიშხანი მდ. ლუხუნის ტივტივა ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში

ზედაპირული წყლების ტივტივა ნატანი და ფსკერული ნალექები საყურადღებო ეკოქიმიური ინფორმაციის მატარებელი ობიექტებია [27]. ამიტომ, მათი მაკრო- და განსაკუთრებით მიკროქიმიური შედგენილობის შესწავლას დიდი ყურადღება ექცევა. მდ. ლუხუნისა და რიონის ტივტივა ნატანებსა და ფსკერულ ნალექებში განსაკუთრებულ ინტერესს იწვევს საერთო დარიშხანისა და მისი ცალკეული ფორმების

განაწილება. 2002 წ. ჩვენს მიერ მიღებული შედეგებით მდ. ლუხუნის ტივტივა ნატანში დარიშხანის შემცველობა 7,0-დან 37,8 მგ/კგ ფარგლებში იცვლება (საშუალო სიდიდეები 16,0-21,0 მგ/კგ, ცხრილები 5.10 და 5.11). შედარებით ნაკლებია დარიშხანის შემცველობა ფსკერულ ნალექებში (13,0-17,0 მგ/კგ, ცხრილი 5.13).

ზედაპირული წყლების ტივტივა ნატანისა და ფსკერული ნალექების ქიმიურ შედგენილობაზე ტექნოგენური ფაქტორების გავლენის შეფასების უმარტივესი გზა არის საკონტროლო ელემენტის შემცველობების შედარება შესაბამის კლარკულ სიდიდესთან. საცნობარო ლიტერატურით [41, 42] დარიშხანის კლარკი ქანებში 1,5-1,7, ნიადაგებში – 5,0 მგ/კგ-ია. რამდენადმე მაღალია მისი შემცველობა დანალექ ქანებში და განსაკუთრებით თიხებში (6,6-13 მგ/კგ). აქედან გამომდინარე მდ. ლუხუნის ტივტივა ნატანისა და ფსკერული ნალექების ტექნოგენური გამდიდრების კოეფიციენტი 8-14 ფარგლებში იცვლება, რაც საკმაოდ მაღალია. რეალური შედეგის მისაღებად უნდა გავითვალისწინოთ, რომ დარიშხანის ფონური შემცველობა ხეობის ნიადაგებში კლარკულ სიდიდესთან შედარებით მაღალია (ცხრილი 4.2). გარდა ამისა, გ. ჯოხაძის მონაცემებით [16,27] ცხენისწყალის ხეობის (ს. ცანას მიდამოები) ზოგიერთი ქანი n·10-მდე მგ/კგ-მდე დარიშხანს შეიცავს. სავარაუდოა, რომ კლარკთან შედარებით გაზრდილი იქნება დარიშხანის შემცველობა მდ. ლუხუნის ხეობის ქანებშიც.

რადგან საკვლევი რაიონისათვის სათანადო მონაცემები არ გვაქვს, შესადარებელ (რეპერულ) სიდიდედ გამოვიყენეთ დარიშხანის შემცველობა ზედა საამქრომდე აღებულ მდ. ლუხუნის ნატანში. 1983-1985 და 2002 წწ-ში მიღებული მონაცემებით მდ. ლუხუნის ტივტივა ნატანში დარიშხანის ბუნებრივი შემცველობა 7-8 მგ/კგ ტოლია (ცხრილი 5.11). ამ სიდიდის გათვალისწინებით ანთროპოგენური დარიშხანის ნამატი მდ. ლუხუნის ტივტივა ნატანში, 2002 წ. მონაცემებით, 2,5-3-ის ჯერადია.

ცხრილი 5.10

დარიშხანი მდ. ლუხუნისა და რიონის ტივტივა ნატანში
(მდ. ლუხუნი: 1 – ზედა საამქრომდე. 2 – სოფ. ურავამდე, 3 – სოფ. ურავის ქვემოთ, 4 – შესართავი; მდ. რიონი: 5 – სოფ. წესი, 6 – დაბა ამბროლაური)

სინჯის აღების		სიმ-ღვრი-ვე, მგ/ლ	As				
პუნქტი	თარი-ღი		მგ/კგ	მკგ/ლ	% საერ-თოდან	ფორმები, %	
						დაჟანგ.	სულფიდ.
1	2	3	4	5	6	7	8
1	16.09	114	7,0	0,8	73	97	3
2	15.03	352	21,9	7,7	94	100	0
2	14.05	325	16,6	5,4	92	84	16
2	16.06	30	23,8	0,7	12	80	20
2	04.08	720	16,8	12,1	89	70	30
2	16.09	405	14,8	6,0	75	100	0
2	04.11	330	18,0	6,0	55	85	15
3	15.03	106	37,8	4,0	13	100	0
3	14.05	560	13,4	7,5	88	80	20
3	16.06	477	26,6	12,7	72	92	8
3	04.08	683	12,3	8,4	87	80	20
3	16.09	380	19,2	7,3	88	100	0
3	04.11	345	16,8	5,8	66	72	28

ცხრილი 5.10 (გაგრძელება)

4	15.03	262	22,9	6,0	43	89	11
4	14.05	255	27,9	7,1	88	89	11
4	16.06	59	16,0	1,0	42	87	13
4	04.08	944	10,7	10,1	54	86	14
4	16.09	471	15,5	7,3	85	92	8
4	04.11	819	15,5	12,7	80	94	6
5	15.03	389	9,0	3,5	88	100	0
5	14.04	568	8,8	5,0	83	98	2
5	14.05	118	14,4	1,7	46	98	2
5	16.06	490	10,0	4,9	91	96	4
6	15.03	136	12,5	1,7	46	100	0
6	14.04	648	10,8	7,0	81	79	21
6	14.05	227	19,8	4,5	75	100	0
6	16.06	323	13,6	4,4	90	88	12
6	04.08	464	11,2	5,2	74	81	19
საშუალო							
1	–	114	7,0	0,8	73	97	3
2	–	360	18,7	6,3	70	87	13
3	–	425	21,0	7,6	69	87	13
4	–	468	18,1	7,4	65,3	90	10
5	–	391	10,6	3,8	77	98	2
6	–	360	13,6	4,6	73	90	10

ჩვენს მიერ ადრე მიღებული მონაცემებით დარიშხანის შემცველობა მდ. დებედას ტივტივა ნატანში 4-ჯერ იზრდება ალავერდის სამთო-მეტალურგიული კომბინატის გავლენით (16 და 65 მგ/კგ ქ. ალავერდამდე და მის ქვემოთ).

ცხრილი 5.11

დარიშხანი მდ. ლუხუნისა და რიონის ტივტივა ნატანში (მგ/კგ) 1983-1984 და 2002 წწ. მონაცემებით

პუნქტი	1983-1984 წწ.				2002 წ.				ΔC, %
	n	მინ.	მაქს.	საშ.	n	მინ.	მაქს.	საშ.	
1	2	2,0	14,5	8,0	1	–	–	7,0	13
2	7	12,5	201,3	82	6	14,8	23,8	18,7	77
3	24	56,0	477,5	127	6	12,3	37,8	21,0	83
4	7	38,7	175,0	88	6	10,7	27,9	18,1	79
5	5	13,7	25,5	16	4	8,8	14,4	10,6	34
6	5	30,7	79,8	65	5	10,8	19,8	13,6	79

2002 და 1982 წწ. მიღებული მონაცემების შედარება გვიჩვენებს, რომ რაჭის სამთო ქიმიური ქარხნის მუშაობის შეწყვეტის შემდეგ, მდ. ლუხუნის ტივტივა ნატანში ანთროპოგენური წყაროების ქვემოთ, დარიშხანის წილი 80-84%-ით შემცირდა (ცხრილი 5.11). შედარებისათვის აღვნიშნავთ, რომ მდ. ლუხუნის ნატანში (ზედა საამქრომდე) 2002 წ. აღებულ სინჯში მხოლოდ 13%-ით ნაკლები დარიშხანი იყო 1983-1985 წწ. აღებულ სინჯებთან შედარებით (ცხრილი 5.11).

უფრო შესამჩნევია დარიშხანის „დეფიციტი“ ფსკერულ ნალექებში (90-98%, ცხრილი 5.13), რაც ბარის მდინარეებისაგან განსხვავებით

მთის მდინარეების ფსკერული ნალექების არასტაბილურობით უნდა ავხსნათ. ყოველი დიდი წყალდიდობის შემდეგ მთის მდინარეების ნალექები პრაქტიკულად ირეცხება და ახლდება.

მდ. ლუხუნის ტივტივა ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში დარიშხანი ძირითადად გამამდიდრებელი საამქროს ნარეცხ წყლებს შემოჰქონდა. ამჟამად შეტივნარებული დარიშხანის რეალური წყაროებია მადნის ნამწვები და ნიადაგები, მაგრამ საამქროს ზონაში ეროზიული პროცესები სუსტადაა განვითარებული და ტივტივა ნატანში ნიადაგის წილი მცირეა. ამაზე მიგვითითებს ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში SiO_2-ის მაღალი და ორგანული ნივთიერებების დაბალი შემცველობა.

მდ. ლუხუნის გავლენით დარიშხანის შემცველობა 1,3—ჯერ (22%-ით) იზრდება მდ. რიონის ნატანში (ცხრილი 5.10, პუნქტები 5 და 6). მსგავსად მდ. ლუხუნისა, დარიშხანის შემცველობა მდ. რიონის ტივტივა ნატანში დაბა ამბროლაურთან 2002 წ. აღებულ სინჯებში 1983-1985 წწ. შედარებით შემცირებულია 79%-ით (ცხრილი 5.11).

მდ. ლუხუნისა და მდ. რიონის ტივტივა ნატანებში, ტექნოგენური დაბინძურების წყაროების ზემოთ აღებულ სინჯებში დარიშხანი პრაქტიკულად მთლიანად წარმოდგენილია დაჟანგული ფორმით (პუნქტები 1 და 5, ცხრილი 5.10). მათში სულფიდური დარიშხანის წილი მხოლოდ 2-3%-ია საერთოდან. ლოგიკურია, რომ ტექნოგენური ფაქტორების გავლენით ტივტივა ნატანში შეტივნარებული დარიშხანის მასურ წილთან ერთად მკვეთრად იზრდება მისი სულფიდური ფორმის წილიც (პუნქტები 2-4 და 6, ცხრილი 5.10). სულფიდური მადნების ბუნებრივი ოქსიდაციის გამო, 2002 წ. აღებულ ფსკერული ნალექებისა და ტივტივა ნატანების სინჯებში, 1983-1985 წწ. შედარებით, 58-72%-ით არის შემცირებული სულფიდური ფორმის წილი. როგორც აღინიშნა, სულფიდური დარიშხანის მთავარი წყარო იყო გამამდიდრებელი საამქროს ნარეცხი

წყლები (სუსპენსია). ანალოგიური სურათი გვაქვს ნიადაგების სინჯებშიც – სულფიდური ფორმის წილი შემცირებულია 56%-ით.

ცხრილი 5.12

დარიშხანი საქართველოს მდინარეების ტივტივა ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში (მგ/კგ, 1983-1985 წწ.)

ობიექტები	ტივტივა ნატანი				ფსკერული ნალექი			
	n	მინ.	მაქს.	საშ.	n	მინ.	მაქს.	საშ.
მდ. ლუხუნი	23	40	1310	91	11	123	1030	507
მდ. რიონი (რაჭა)	11	12	140	45	4	15	28	20
საქ. მდინარეები	66	3	67	15	23	6	28	24

ცხრილი 5.13

საერთო დარიშხანი და მისი სულფიდური ფორმის წილი მდ. ლუხუნის ფსკერულ ნალექებში 1982-1983 და 2002 წწ. მონაცემებით

პუნქტი	1983-1984 წწ.		2002 წ.		ΔC, %
	მგ/კგ	სულფიდური ფორმა, %	მგ/კგ	სულფ. ფორმა, %	
1	145	66	14,0	27	90
2	475	87	13,1	0	97
3	445	82	13,0	0	97
4	710	80	17,0	38	98

საქართველოს მდინარეების მიერ ტრანსპორტირებული დარიშხანის 77% შეტივნარებულ ფორმაზე მოდის [27]. ანალოგიური შედეგები (73-75%) მივიღეთ მდ. ლუხუნისა და რიონის იმ მონაკვეთებზე, რომლებიც

არ განიცდიან ანთროპოგენურ ზემოქმედებას (პუნქტები 1 და 5, ცხრილი 5.10). მდ. ლუხუნის დაბინძურებულ მონაკვეთზე (პუნქტები 2-4) დარიშხანის შეტივნარებული ფორმის წილი შედარებით ნაკლებია (50-72%, საშუალო – 62%). დარიშხანის შეტივნარებული და გახსნილი ფორმების თანაფარდობის შემცირების მიზეზი ნატანის სედიმენტაციური ფრაქციონირებაა. დარიშხანშემცველი მძიმე მინერალები (ρ=3,4-6,2, [7]) ფსკერული ნალექების ძირითადი მკვებავი წყაროა. გარდა ამისა, როგორც ჩანს, მადანგადამამუშავებელი კომპლექსის ფუნქციონირების შეწყვეტამ დარიშხანის შეტივნარებული ფორმების ემისიაზე უფრო იმოქმედა. ეს ლოგიკურია, რადგან დარიშხანის გამორეცხვა ნიადაგებიდან, მადნის ნამწვებიდან და სხვა ჯერ კიდევ საკმაოდ ინტენსიურად მიმდინარეობს.

5.7. გოგირდი ფსკერულ ნალექებში

ბუნებრივ ობიექტებში გოგირდის ფორმების მრავალფეროვნება მისი ადვილად ცვლადი დაჟანგულობის ხარისხით და ქიმიურ თუ ბიოქიმიურ პროცესებში აქტიური მონაწილეობით აიხსნება. მკვლევართა ინტერესი მის მიმართ გაძლიერდა გასული საუკუნის 50-იანი წლებიდან ტექნოგენური გოგირდის ემისიის მკვეთრი ზრდის, მჟავა წვიმებისა და ნიადაგების სულფატიზაციის პრობლემების გამწვავების გამო. გარემოში გოგირდშემცველი ნაერთების მძლავრი ლოკალური წყაროებია სულფიდური მადნების მოპოვება-გადამუშავების საწარმოები.

გარემოს სხვა ობიექტებთან ერთად მდ. ლუხუნის ხეობაში ჩვენს მიერ შესწავლილი იყო საერთო გოგირდისა და მისი ზოგიერთი ფორმის განაწილება მდინარის ფსკერულ ნალექებში, რომელთა

ფორმირებაში ქანებისა და ნიადაგების ეროზიის პროდუქტებთან ერთად მნიშვნელოვანი იყო მადანგადამამუშავებელი საწარმოს წილი.

მიუხედავად აღნიშნულისა, ზღვებისა და ოკეანის ლამებისაგან განსხვავებით, მტკნარი ზედაპირული წყლების ტივტივა ნატანები და ფსკერული ნალექები გოგირდის შემცველობაზე ცუდად არის შესწავლილი. არსებული მწირი ინფორმაციით [43, 101, 102] წყალსატევების ნატანებსა და ნალექებში საერთო გოგირდის შემცველობა 0,05-0,3%-ია. ბაიკალის ტბის ნალექებში განსაზღვრულია თავისუფალი, სულფიდური, პირიტული, ორგანული და სულფატური გოგირდის წილი [102].

მდინარის ფსკერულ ნალექებში საერთო გოგირდისა და მისი ცალკეული ფორმების განსასაზღვრავად გამოვიყენეთ ტურბიდიმეტრული მეთოდი [95, 103] საანალიზო ფორმის მისაღებად წონაკს 700-800^{0}C ვუანგავდით Na_2CO_3 + MgO ნარევით [59]. ხსნადი ფორმების განსაზღვრისათვის მომზადებულ სუსპენზიებში მყარი და თხევადი ფაზების (წყალი, 3N HCl) მასური თანაფარდობა 1:5 ტოლი იყო, კონტაქტის ხანგრძლივობა – 24 საათი. მჟავაში ხსნადი სულფატები განსაზღვრულია რკინის (III) ჰიდროქსიდის გამოლექვის შემდეგ.

მჟავაში უხსნადი სულფატების საანალიზო ფორმაში გადაყვანის მიზნით წონაკს ვამუშავებდით 5% Na_2CO_3-ის ხსნარით [95]. არბონატიონების სიჭარბისას ფაზური წონასწორობა

$$BaSO_4 + CO_3^{2-} \rightleftharpoons BaCO_3 + SO_4^{2-}$$

გადახრილია მარჯვნივ მიუხედავად იმისა, რომ $BaSO_4$ $BaCO_3$–ზე ნაკლებად ხსნადია (მოლური ხსნადობები $1,5\cdot10^{-5}$ და $6,9\cdot10^{-5}$ [95]. წონაკის სოდის ხსნარით დამუშავების შემდეგ მიღებული ხსნარი შეფერილია ჰუმუსური ნივთიერებებით. ამიტომ სულფატების ტურბიდიმეტრული განსაზღვრის წინ საჭირო ალიკვოტს H_2O_2–ის თანაობისას ვადუღებდით ხსნარის გაუფერულებამდე.

ჩვენს მიერ მიღებული შედეგებით საერთო გოგირდის შემცველობა მდ. ლუხუნის ფსკერულ ნალექებში 0,044-0,098% ფარგლებში მერყეობს და საშუალოდ 0,070% შეადგენს (ცხრილი 5.14). ბევრად მაღალია მისი მასური წილი მდ. დებედას ნალექებში, რომელიც დაბინძურებულია ალავერდის სპილენძის კოლჩედანის გადამამუშავებელი კომბინატის ჩამდინარე წყლებით. თუ მხედველობაში მივიღებთ გოგირდის შემცველობას ქვიშებში და სხვა ძირითად ქანებში (0,02–0,04% [41] ცხადია, რომ მდ. ლუხუნის ფსკერულ ნალექებში მისი წილი 2-3-ჯერ არის გაზრდილი ანთროპოგენური ფაქტორის გავლენით. გოგირდშემცველი ნაერთებით მდ. დებედას ნალექების უფრო ძლიერი დაბინძურება წარმოების დიდი მასშტაბების შედეგია.

ცხრილი 5.14

საერთო და სულფატური (მჟავაში ხსნადი) გოგირდი მდ. ლუხუნის ლამებში

სინჯის აღების ადგილი	S (საერთო), %			$S–SO_4^{2-}$ % საერთოდან		
	1983 წ.	2002 წ.	საშ.	1983 წ.	2002 წ.	საშ.
ზედა საამქრომდე	0,048	0,044	0,046	21,6	12,4	17,0
სოფ. ურავამდე	0,082	0,088	0,085	21,0	16,8	18,9
სოფ. ურავის ქვემოთ	0,064	0,098	0,081	27,8	20,5	24,2
სოფ. აბარი	0,073	0,061	0,067	29,6	18,2	23,9
შესართავი	0,067	0,065	0,066	28,9	30,6	29,8

ცხრილი 5.15

საერთო გოგირდი და მისი მოძრავი ფორმები ზედაპირული წყლების ფსკერულ ნალექებში

სინჯის აღების ადგილი	S (საერთო), %	% S საერთოდან			
		H_2O	3N HCl	5% Na_2CO_3	სულფიდური
მდ. ლუხუნი – სოფ. ურავი	0,082	6,5	32,7	82,0	18
მდ. ლუხუნი – სოფ. აბარი	0,073	6,1	33,0	72,2	28
მდ. დებედა – ალავერდი	1,470	2,8	10,8	9,0	91
მდ. დებედა – შესართავი	0,930	2,3	7,0	12,0	88
სიონის წყალსაცავი	0,046	5,2	53,4	85,8	14

მდ. ლუხუნის დინების მიმართულებით საერთო გოგირდის განაწილება 1983 და 2002 წწ. აღებულ სინჯებში პრაქტიკულად ერთნაირია (ცხრილი 5.14). საერთო გოგირდის მასური წილი ნალექებში, ანთროპოგენური ფაქტორების გაელენით, მაქსიმალურია ზედა საამქროსა და სოფ. ურავის მიდამოებში. სულფატური გოგირდის ფარდობითი წილი ნალექებში მდინარის დინების მიმართულებით კანონზომიერად იზრდება, რაც ოქსიდაციური პროცესების ინტენსიური მიმდინარეობით და საერთო გოგირდის მასური წილის შემცირებით შეიძლება ავხსნათ. 1983 წ. აღებულ სინჯებთან შედარებით, 2002 წ. სინჯებში $S-SO_4^{2-}$ შემცველობა შემცირებულია, რაც ლოგიკურია (ანთროპოგენური დატვირთვის შემცირება, სულფატების გამორეცხვა). ამ ფონზე ძნელი ასახსნელია საერთო გოგირდის უმნიშვნელო (საშუა-ლოდ 6%), მაგრამ მაინც ზრდა, 2002 წელს აღებულ სინჯებში 1983 წ. შედარებით (ცხრილი 5.14). საკითხი მოითხოვს დამატებით გამოკვლევას.

სხვაობა წყალში და მჟავაში ხსნად $S-SO_4^{2-}$ შორის (ცხრილი 5.15) მიგვანიშნებს ფსკერულ ნალექებში წყალში უხსნადი სულფატების, კერძოდ ბარიტის არსებობაზე (ბარიტის ხსნად ფორმაში გადაყვანის მიზნით სინჯებს ვამუშავებდით Na_2CO_3-ის 10% ხსნარით, რომლის განეიტრალების შემდეგ ტურბიდიმეტრულად ვსაზღვრავდით სულფატების შემცველობას). მდ. ლუხუნის ლამებში სულფატების 72-82% წყალში უხსნადი ფორმითაა. საერთო გოგირდისა და სულფატური ფორმის სხვაობით გათვლილი სულფიდური გოგირდის წილი გამოკვლეულ სინჯებში 18-28%-ია (ცხრილი 5.14). როგორც სავარაუდო იყო სულფიდური გოგირდის წილი გაცილებით მაღალი იყო მდ. დებედას ლამებში.

5.8. მდ. ლუხუნის გავლენა მდ. რიონის ჰიდრო- და ეკოქიმიურ პარამეტრებზე

ეკოქიმიური ვითარება მდ. ლუხუნის ხეობაში არ შეიძლება განვიხილოთ როგორც ლოკალური პრობლემა, რადგან ის მდ. რიონის აუზის, უფრო ფართო მასშტაბით კი შავი ზღვის სისტემის შემადგენელი ნაწილია. მიუხედავად მდ. ლუხუნის შედარებით მცირე ხარჯისა (12,1 მ^3/წმ [1], დაბინძურების სპეციფიური ხასიათის გამო აუცილებელია მდ. რიონის – დასავლეთ საქართველოს მთავარი მდინარის დაბინძურებაში მისი წილის რაოდენობრივი შეფასება. საკითხის აქტუალობას ამძაფრებს ის გარემოება, რომ პრესაში არაერთხელ გამოთქმულა მოსაზრება, მდ. რიონი – ქ. ქუთაისის წყალმომარაგების მთავარი ობიექტი, იწამლება დარიშხანით [12].

საკითხის ობიექტური შეფასების მიზნით, ჩვენს მიერ მიღებული ინფორმაციის საფუძველზე გათვლილია მდ. ლუხუნის მიერ მდ. რიონში წლიურად შეტანილი მთავარი იონების, და რაც მთავარია,

ნორმირებული ნივთიერებების (პირველ რიგში დარიშხანის) რაოდენობები (ცხრილი 5.16).

მდ. ლუხუნის საშუალო წლიური სარჯი შესართავში 12,1 მ^3-ია წამში [1], ანუ $3{,}8\cdot10^8$ მ^3 წელიწადში. შესაბამისი სიდიდეები მდ. რიონისათვის მდ. ლუხუნის მიერთებამდე და მის შემდეგ (სოფ. წესი, დაბა ამბროლაური) შეადგენს 56 და 70 მ^3 წამში (შესაბამისად $1{,}7\cdot10^9$ და $2{,}2\cdot10^9$ მ^3 წელიწადში).

1982-1985 წწ. მიღებული მონაცემებით მდ. ლუხუნის მიერ შეტანილი $As_{გახსნ.}$ 3-ჯერ აღემატებოდა მდ. რიონის მიერ ტრანსპორტირებულ დარიშხანს. ამ მიზეზით მდ. რიონის წყალში დარიშხანის კონცენტრაცია 2,7-ჯერ იზრდებოდა. 2001-2003 წწ. ეს სიდიდეები შესაბამისად 1-მდე და 1,5-მდე შემცირდა (ცხრილი 5.16). მიუხედავად ამისა, მდ. რიონის წყალში მდ. ლუხუნის ჩადინების შემდეგ დარიშხანის შემცველობა მაინც დაბალია. მის ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციაზე (50 მკგ/ლ, [49, 34]). დარიშხანის კონცენტრაცია დინების ქვემო ნაწილში განზავების გამო კიდევ უფრო მცირდება (2,0-2,2 მკგ/ლ) და უტოლდება საქართველოსათვის დამახასიათებელ ფონურ კონცენტრა-ციას (1-3 მკგ/ლ [27]). აქედან გამომდინარე, მდ. რიონისა და მით უმეტეს შავი ზღვის დარიშხანით დაბინძურებაზე საუბარი საფუძველს მოკლებულია.

მთავარი იონების ჯამური კონცენტრაცია მდ. ლუხუნის წყლებში, მდ. რიონთან შედარებით, რამდენადმე დაბალია (ცხრილები 5.1, 5.16). ამიტომ, სოფ. წესის ქვემოთ Σi სიდიდე უმნიშვნელოდ მცირდება. ექსპერიმენტულად და გათვლებით მიღებული Σi სიდიდეები კარგ თანმთხვევაშია (ფარდობითი სხვაობა <1%). ლუხუნის გავლენით რიო-ნის წყალში პრაქტიკულად ასევე არ იცვლება ბიოგენური ნივთიერე-ბების კონცენტრაციები.

თეორიული გათვლები და ექსპერიმენტული შედეგები გვიჩვენებენ, რომ დარიშხანის სულფიდური მადნების მოპოვება-გადამუშავების ნარჩენების გავლენა ზედაპირულ წყლებში მძიმე ლითონების შემცველობაზე არ არის მკვეთრად გამოსახული (ცხრილები 5.2, 5.3). მაღაროსა და რაჭის სამთო კომბინატის ჩამდინარე წყლებში მათი კონცენტრაცია მცირედ განსხვავდებოდა ფონურიდან (Pb 2,5-11,0; Ni 0,8-1,4; Cr 0,4-1,0 მკგ/ლ). ნამწვებიდან მძიმე ლითონების გამორეცხვის დაბალი ხარისხი გვიჩვენა წყალგამონატუტების ანალიზმაც (ცხრილი 3.2, 3.11), რაც ობიექტში მძიმე ლითონების ოქსიდური ფორმის დომინირებით აიხსნება.

ცხრილი 5.16

მდ. ლუხუნისა და რიონის მიერ გატანილი ნივთიერებები
(1 – ლუხუნი-შესართავი. 2 – რიონი –წესი, 3-4 – რიონი-ამბროლაური)

ჰიდროქიმიური მახასიათებელი	განზომილება	1982-1985 წწ.				2001-2003 წწ.			
		1	2	3	4*	1	2	3	4*
Σ_i	მგ/ლ	154	171	170	167	144	204	194	192
$As_{გახსნ.}$	მკგ/ლ	16,3	1,2	3,2	3,9	4,6	1,0	1,5	1,4
$As_{შეტივნ.}$	მკგ/გ	88	14,8	40,2	29,4	18,1	10,8	13,6	11,7
წლიური განატანი									
Σ_i	ტ·10^3	59	291	374	360	56	347	427	403
$As_{გახსნ.}$	ტ	6,2	2,1	7,0	8,3	1,8	1,8	3,3	3,6
$As_{შეტივნ.}$	ტ	33	28	88	59	6	19	30	25
$As_{საერთო.}$	ტ	39	30	95	67	8	21	33	29

* – გათვლილი სიდიდეები

5.9. ეკოქიმიური ვითარება მდ. ლუხუნის ხეობაში

დარიშხანის სულფიდური მადნების მოპოვება-დამუშავების ხანგრძლივი, მასშტაბური სამუშაოების შედეგად მდ. ლუხუნის ხეობაში მძიმე ეკოქიმიური ვითარება შეიქმნა. რაჭის სამთო-ქიმიური კომბინატის ფუნქციონირების პერიოდში არსებული ვითარება შეიძლება შევაფასოთ 1982-1985 წწ. მიღებული შედეგებით [25-33].

სანჰიგიენის ინსტიტუტის მონაცემებით კიდევ უფრო მძიმე ეკოქიმიური ვითარება იყო შექმნილი მადნის გამოსაწვავი და საპრეპარატო ქარხნის ტერიტორიებზე [11]. როგორც უკვე აღინიშნა გარემოში მომხდარი ეკოქიმიური ძვრების შედეგად მკვეთრად გაუარესდა ადგილობრივი მოსახლეობის ჯანმრთელობა [12].

ხეობაში ამჟამად არსებული მდგომარეობის შეფასების მიზნით საკონტროლო ობიექტებად შერჩეული იყო წყლები, მათი ტივტივა ნატანი და ფსკერული ნალექები, ნიადაგები და სულფიდური მადნის ნამწვები. აეროქიმიური გამოკვლევები არ ჩატარებულა, რადგან ატმოსფერო ძალზე დინამიური სისტემაა და პრაქტიკულად მყისიერად რეაგირებს დაბინძურების წყაროს ფუნქციონირებაზე. სამუშაო პროგრამაში არ შეგვიტანია მცენარეული საკვები პროდუქტებიც, რომლებსაც პარალელურად იკვლევს კათედრის ასპირანტი დ. დუღაშვილი.

მდ. ლუხუნი ზოგადი ჰიდროქიმიური მახასიათებლებით (pH, Σi, წყლის ინდექსი და სხვა) არ განსხვავდება საქართველოს მთის ზონის ზედაპირული წყლებისაგან (pH – 7,58, Σi – 146 მგ/ლ, ინდექსი C_{II}^{Ca}). ფონური კონცენტრაციების შესაბამისია და ნაკლებია ზღვრულ დასაშვებზე ორგანული და ბიოგენური ნივთიერებების შემცველობები (ცხრილები 5.3). მდ. ლუხუნის წყალში არსებულ ნორმატივებზე ბევრად დაბალია მძიმე ლითონების (Cu, Pb, Ni, Cr, Sn) კონცენტრაციები

(ცხრილი 5.4), რაც მათი ანთროპოგენური წყაროების დაბალი სიმძლავრით და მდინარის ნატანზე სორბციული გადანაწილებით აიხსნება.

ამრიგად, ნორმირებული ნივთიერებების რთული სპექტრიდან მდ. ლუხუნის წყლის, ნატანისა და ფსკერული ნალექების დაბინძურების ერთადერთ კომპონენტად დარიშხანშემცველი ნივთიერებები რჩება.

1982-1985, 1999 და 2002 წწ-ში მიღებული შედეგების ანალიზი გვიჩვენებს, რომ რაჭის სამთო-ქიმიური კომბინატის ფუნქციონირების შეწყვეტის შემდეგ მდ. ლუხუნის წყალში, ტივტივა ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში დარიშხანის შემცველობა საგრძნობლად შემცირდა (ცხრილი 5.17). შედარებით დაბალია დარიშხანის შემცველობის შემცირების სარისხი მდ. ლუხუნის წყალში სოფ. აბართან და ზედა საამქროს ზონის ნიადაგებში (ცხრილი 5.17). პირველ შემთხვევაში მიზეზად უნდა ჩაითვალოს სოფ. ურავის მიდამოების ძლიერი დაბინძურება დარიშხანშემცველი ნაერთებით და მათი პერმანენტული გამორეცხვა ნამწვებიდან, მადნის ნარჩენებიდან და ნიადაგებიდან.

1982-1985 წწ-ში მიღებული შედეგებით საამქროსაგან დაცილებით ნიადაგებში დარიშხანის შემცველობა კანონზომიერად მცირდება. 2002 წლის მონაცემებით, კავშირი ამ ორ მახასიათებელს შორის შედარებით სუსტია (ნახ. 4.2). ნიადაგებიდან დარიშხანის გამორეცხვის ტემპი ლიმიტირებულია ჟანგვითი და ფილტრაციული პროცესების შედარებით დაბალი სიჩქარით, ნიადაგებში დარიშხანის „ფიქსატორების“ ($Fe(OH)_3$, $CaCO_3$) არსებობით და სხვა ძნელად კონტროლირებადი ფაქტორებით. ჩვენს მიერ შემჩნეულია, რომ ლანდშაფტის დაქანების კუთხის გაზრდით ნიადაგებიდან დარიშხანის გამორეცხვის სიჩქარე იზრდება. განსხვავებით 1982-1985 წწ. და 2002 წ. ნიადაგებიდან გამორეცხილი დარიშხანის მარაგის შევსება ანთროპოგენური

წყაროებით აღარ ხდებოდა და მიგრაციის განსხვავებული პირობების გამო ნიადაგებში დარჩენილი დარიშხანის შემცველობა ნაკლებადაა დამოკიდებული მანძილზე დაბინძურების წყაროდან.

მიღებული შედეგებიდან ჩანს, რომ დარიშხანის შემცველობა მდ. ლუხუნის, მით უმეტეს ხეობის სასმელ წყლებში ნაკლებია ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციებზე (ცხრილები 5.7 და 5.18). ფონურ კონცენტრაციებს შეესაბამება დარიშხანის შემცველობა ტივტივა ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში (ცხრილები 5.10; 5.13; 5.18). ზემოთ აღნიშნული მიზეზების გამო დარიშხანით დაბინძურების ხარისხი ჯერ კიდევ მაღალია. ზედა საამქროს სოფ. ურავის მიდამოებში მისი კონცენტრაცია მეტია შესაბამის ზდკ-ზე და ფიტოტოქსიკურობის ზედა ზღვარზე (25-50 მგ/კგ).

მდ. ლუხუნის ხეობის ბუნებრივ ობიექტებში (ტივტივა ნატანი, ფსკერული ნალექები, ნიადაგები) თვითგაწმენდის პროცესების (პირველ რიგში ოქსიდაცია) შედეგად დარიშხანის საერთო შემცველობასთან ერთად (ცხრილი 5.19) 1982-2002 წწ. კანონზომიერად შემცირდა მისი სულფიდური ფორმის წილი (ცხრილი 5.20). იმავე ობიექტებში დადგენილია საერთო გოგირდის შემცირებაც (§5.7).

საორიენტაციო გათვლებით, ფონური კონცენტრაციებისა და ნამწვების მარაგის გათვალისწინებით, სოფ. ურავის მიდამოების ნიადაგებში და ნამწვებში აკუმულირებულია ~200-220 ტ დარიშხანი. ბუნებრივ პირობებში ნიადაგებიდან და ნამწვიდან მისი გამორეცხვის ტემპისა და მდ. ლუხუნის მიერ გატანილი დარიშხანის წლიური რაოდენობის (4,2-4,5 ტ) გათვალისწინებით დაგროვილი დარიშხანის გამორეცხვას რამდენიმე ათეული წელი დაჭირდება. ქიმიური მელიორაციისა ან ბიოლოგიური მეთოდის (მაგალითად იაპონური წიწიბურას მოშენება) გამოყენება არაპერსპექტულია და არცაა საჭირო, რადგან დარიშხანით დაბინძურებული ნიადაგები სასოფლო-

სამეურნეო მიზნით ნაკლებად გამოიყენება, ხოლო მცენარეულ საკვებ პროდუქტებში დარიშხანის შემცველობა იშვიათად აღემატება ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციებს.

ნორმირებული ნივთიერებების ზღვრული დასაშვები კონცენტრაციები დადგენილია გარემოს ცალკეული ობიექტებისათვის. ამ მიდგომით ეკოქიმიური ვითარება მდ. ლუხუნის ხეობაში არ შეიძლება ჩაითვალოს საგანგაშოდ, რადგან დარიშხანის შემცველობა ზდკ-ს აღემატება მხოლოდ ადრე მოქმედი მადნის გამოსაწვავი საამქროების მიმდებარე ტერიტორიებზე აღებული ნიადაგების სინჯებში (ცხრილი 4.2). მიუხედავად ამისა, არსებული ვითარება საჭიროებს დამატებით გამოკვლევებს, რადგან ამჟამად მოქმედი ნორმატივები ითვალისწინებს მავნე ნივთიერებების შემცველობას მხოლოდ ცალკეულ ობიექტებში. რადგან მდ. ლუხუნის ხეობაში დარიშხანის შემცველობა სხვა რეგიონებთან შედარებით გაზრდილია წყლებში, საკვებ პროდუქტებში და სხვა, აუცილებელია ცოცხალ ორგანიზმზე მისი მოქმედების ჯამური ეფექტის დადგენა.

დღეს რაჭის სამთო-ქიმიური კომბინატი აღარ არსებობს და ძნელია იმის განსაზღვრა, თუ როდის აღდგება დარიშხანის მოპოვება-გადამამუშავებელი სამუშაოები საქართველოში. ლუხუნის საბადოს მარაგისა და მადნის ხარისხის გათვალისწინებით დაბეჯითებით შეიძლება ითქვას, რომ წარმოება ოდესმე განახლდება. ვფიქრობთ, ჩვენს მიერ მიღებული შედეგები გათვალისწინებული იქნება და ახალი საწარმო ნაკლებ ზიანს მიაყენებს გარემოს.

ცხრილი 5.17

დარიშხანის შემცველობის ფარდობითი ცვლილება (ΔC %) მდ. ლუხუნის ხეობის გარემოს ობიექტებში 1982-1985, 1999 და 2002 წ. მონაცემებით

ობიექტი	წყალი		ნატანი	ნალექი
	1982-1999	1982-2002	1982-2002	1982-2002
ლუხუნი, სათავე	63	89	15	13
ლუხუნი, ურავამდე	65	80	77	82
ლუხუნი, აბარი	9	47	79	71
ლუხუნი, შესართავი	81	82	79	76
რიონი, წესი	–	9	19	–
რიონი, ამბროლაური	–	81	66	–

ცხრილი 5.18

დარიშხანის მდ. ლუხუნის ხეობის ბუნებრივ ობიექტებში

ობიექტი	განზომილება	სინჯების რაოდენობა	მდ. ლუხუნის ხეობა			ფონი
			მინ.	მაქს.	საშ.	
მდ. ლუხუნი (წყალი)	მკგ/ლ	35	0,2	28,0	3,7	1-2
ტივტივა ნატანი	მკგ/ლ	28	7,0	37,8	16,0	15
ტივტივა ნატანი	მკგ/ლ	28	0,7	12,7	5,9	–
ფსკერული ნალექი	მგ/გ	4	13,0	17,0	14,7	14
მადნის ნამწვი	გ/კგ	6	12,6	53,3	24,7	–
ნიადაგები*	მგ/კგ	30	18,0	985	267	5-20
ჩამდინარე წყლები	მგ/ლ	3	1,0	52,5	17,5	–
მინერალური წყალი	მგ/ლ	5	0,25	3,36	1,11	0-30

* – ზედა საამქროს ზონა

ცხრილი 5.19

დარიშხანი მდ. ლუხუნისა და რიონის წყლებში, ტივტივა ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში

მდინარე	წყალი, მკგ/ლ			ნატანი, მგ/კგ		ნალექი, მგ/კგ	
	1982-85	1999	2002	1982-85	2002	1982-85	2000
ლუხუნი, სათავე	2,7	1,0	0,3	8,2	7,0	15,0	13,6
ლუხუნი, ურავამდე	11,3	4,0	2,3	82	18,6	79	14,0
ლუხუნი, აბარი	14,3	13,0	7,6	127	27,3	45	13,0
ლუხუნი, შესართავი	25,7	5,0	4,6	88	18,1	71	17,0
რიონი, წესი	1,5	–	1,0	14,8	10,6	12	–
რიონი, ამბროლაური	3,0	–	1,5	40,2	13,6	24	–

ცხრილი 5.20

დარიშხანის ფორმები (% საერთო დარიშხანიდან) ნიადაგებში, მდინარე ლუხუნის ტივტივა ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში

ობიექტი	$As_{საერთო}$, მგ/კგ	დაუანგული	სულფიდური	სილიკატური
ნიადაგი	23	87,1	4,4	5,7
ნიადაგი	310	78,7	12,3	7,4
ნატანი	185	75,7	19,2	3,5
ნალექი	165	33,8	91,3	3,7

ცხრილი 5.21

დარიშხანის სულფიდური ფორმების წილი (% საერთოდან) მდინარე ლუხუნის ხეობის ობიექტებში

ობიექტი	1982-1985 წწ.				2002 წ.			
	n	მინ.	მაქს.	საშ.	n	მინ.	მაქს.	საშ.
ნიადაგი	139	4,4	12,3	8,4	30	0,0	14,1	2,9
ტიეტივა ნატანი	7	20,8	50,0	36,0	16	0,0	35,3	15,0
ფსკერული ნალექი	8	50,0	87,3	70,3	4	0,0	40,7	19,6
მადნის ნამწვი	3	1,5	2,7	2,0	3	4,9	12,4	8,7

დასკვნები

1. დამუშავებულია დარიშხანთან ერთად მიკრორაოდენობა ანთიმონის განსაზღვრის ფოტომეტრული მეთოდი ვერცხლის დიეთილდითიოკარბამატის გამოყენებით (ფარდობითი სტანდარტული გადახრა – 0,024);
2. პირველადაა შესწავლილი სელექტიური გამხსნელების გამოყენებით მდ. ლუხუნის ხეობის ბუნებრივ და ტექნოგენურ ობიექტებში დარიშხანის სულფიდური და დაჟანგული ფორმების განაწილება;
3. შესწავლილია დარიშხანის სულფიდური მადნების ნამწვის მაკრო- და მიკროქიმიური შედგენილობა. სოფ. ურავის ნამწვსაცავში აკუმულირებულია 1500 ტ-მდე As, 400 ტ-მდე Sb, n-n·10 ტ სხვა ნორმირებული ელემენტი (Sn, Cu, Zn). ნამწვებში დარიშხანის 87-95% წარმოდგენილია შედარებით ადვილმოძრავი დაჟანგული ფორმით;
4. შესწავლილია დარიშხანშემცველი მადნებიდან და მათი ნამწვიდან As, Sb, S და სხვა ნორმირებული ელემენტების გამორეცხვის სიჩქარეზე სხვადასხვა ფაქტორის გავლენა. დადგენილია ნარეცხ წყლებში ტოქსიკური ელემენტების ზღვრული კონცენტრაციები (As – 0,3-4,1; Sb – 0,5-0,8; Cu, V, Ge – 0,01-0,1 მგ/ლ);
5. სულფიდური მადნების გამოსაწვავი საამქროების ახლომდებარე ნიადაგები 700-1000 მგ/კგ-მდე As-ს და 150 მგ/კგ-მდე Sb-ს შეიცავენ. ფიტოტოქსიკურობის ზედა ზღვარს აღემატება დარიშხანის შემცველობა სოფ. ურავის ნიადაგებშიც. ეოლური დაბინძურების ზონაში დარიშხანი ძირითადად დაჟანგული ფორმითაა და საშუალოდ 2,2-ჯერ მეტია ნიადაგის ზედა ფენაში. დაბინძურების წყაროებიდან დაცილებით აღებულ სინჯებში დარიშხანის ბუნებრივი – სულფიდური ფორმის წილი 41-55%-ია;

6. მოდელური სისტემების გამოკვლევით ნაჩვენებია, რომ დაბინძურებული ნიადაგებიდან დარიშხანის გამორეცხვის სიჩქარე ლიმიტირებულია წყალში უხსნადი სულფიდური ფორმების ოქსიდაციის დაბალი სიჩქარით. დადგენილია მჭიდრო კორელაციური კავშირი ნიადაგში სულფიდური ფორმის შემცველობასა და წყალგამონარეცხების ΔpH–ს შორის (ΔpH–სუსპენზიის საწყისი და წონასწორულ pH–ების სხვაობა);
7. შესწავლილია მდ. ლუხუნში მთავარი იონების, ბიოგენური ნივთიერებების და მიკროელემენტების (Cu, Pb, As, Cr, Ni, I) განაწილება და დინამიკა. მათი საშუალო და ერთჯერადი შემცველობები ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციებზე ნაკლებია;
8. მდ. ლუხუნის წყლებში As (გახსნილი) შემცველობა (ექსტრემალური სიდიდეები 0,2-28 მკგ/ლ) პირდაპირ კავშირშია SO_4^{2-}-ის კონცენტრაციასთან და უკუკავშირშია pH–ის სიდიდესთან (კორელაციის კოეფიციენტები +0,76 და –0,66). ალოგიკური უკუკავშირი Σi-სა და As (გახსნილი) შორის ახსნილია ატმოსფერული ნალექებით დაბინძურებული ზონიდან დარიშხანის ინტენსიური გამორეცხვით;
9. მდ. ლუხუნის ტივტივა ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში დარიშხანის შემცველობა (7-38 და 13-17 მგ/კგ) აღემატება ფონურ და კლარკულ სიდიდეებს. ტექნოგენური დაბინძურების ზონაში მათში გაზრდილია სულფიდური ფორმის წილი. მდ. ლუხუნის მიერ ტრანსპორტირებული დარიშხანის 77% მოდის შეტივნარებულ ფორმაზე;
10. 1982-1985, 1999 და 2002-2003 წწ. მიღებული შედეგების ანალიზი გვიჩვენებს, რომ რაჭის სამთო-ქიმიური ქარხნის ფუნქციონირების შეწყვეტის შემდეგ მდ. ლუხუნის წყლებში, ტივტივა ნატანსა და ფსკერულ ნალექებში დარიშხანის შემცველობა საშუალოდ 81, 84 და 92%-ით შემცირდა. ნიადაგებში დარიშხანის შემცველობა

პრაქტიკულად არ შეცვლილა, თუმცა საშუალოდ 56%-ით დაიწია სულფიდური ფორმის წილმა;

11. მდ. ლუხუნის ხეობაში განვითარებული ტექნოეკოლოგიური მოვლენების შედეგად მდ. რიონში დარიშხანის წლიური შენატანი 39-დან 8 ტ-მდე, ხოლო გახსნილი ფორმის საშუალო კონცენტრაცია 3,0-დან 1,5 მკგ/ლ-მდე შემცირდა.

გამოყენებული ლიტერატურა

1. „Ресурсы поверхностных вод СССР. Закавказье и Дагестан“. Т.9. Гидрометиздат. Ленинград. 1974 г;
2. „Природные ресурсы Груз. ССР“. Т. 4. Изд-во Академии наук СССР. Москва. 1962 г;
3. „ატმოსფერული ნალექები საქართველოს ტერიტორიაზე“. შ. ჯავახიშვილი. თსუ-ს შრომები. თბილისი. 1981 წ;
4. „საქართველოს ნიადაგები“. მ. საბაშვილი გამომცემლობა „მეცნიერება“. თბილისი. 1965 წ;
5. „Природные ресурсы Груз. ССР. Минеральные воды“. Т.3. Чихладзе С.С. Изд-во Академии наук СССР. Москва. 1961 г;
6. „Природные ресурсы Груз. ССР. Металлические полезные ископаемые“. Т.1. Изд-во Академии наук СССР. Москва. 1958 г;
7. „Природные ресурсы Грузии и проблемы их рационального использования“. Бетанели К.П. и др. Изд-во „Мецниереба“. Тбилиси. 1991 г;
8. „Гидрохимия рудных элементов“. Голева Г.А. Изд-во „Недра“. Москва. 1977 г;
9. „ზოგადი ჰიდროგეოლოგია“. ბერდი ზაუტაშვილი. თსუ-ს გამომცემლობა. თბილისი. 1997 წ;
10. ვ. ბაბე „რაჭა“. ჟურნალი „მნათობი“. №2, 1919 წ. გვ. 215-274;
11. Курашвили М.Е., Саакадзе В.П. „Особенности условии труда на Рачинском горнотехническом комбинате и состояние здоровья рабочих“. Матариалы V съезда гигиенистов и санитарных врачей Грузии. Тбилиси, 67-70. 1983 г;
12. „გადავარჩინოთ სვანეთი“. არასამთავრობო ორგანიზაციათა კოალიციის და ფონდ „ჰორიზონტის“ გამოცემა. 2002 წ.;
13. „Минералогия“. Бетехтин А.Г. Госуд. изд-во геологической литературы. Москва. 1950 г;

14. Гигаури Р.Д. „Синтез и превращения органических соединении мышьяка на базе As_4O_6“. Диссертация на соискание учёной степени доктора технических наук. Тбилиси. 1987 г;
15. „ Мышьяк“. Рцхиладзе В.Г. Изд-во „Металургия“. Москва. 1969 г;
16. ი. მოსეშვილი, გ. ჯოხაძე. „დარიშხანის გამოკვლევა რაჭის მინერალურ და მტკნარ წყლებში“. თსუ-ს შრომები. 80. 126. 1961. გვ. 49-57;
17. გ. მ. ჯოხაძე. „დარიშხანის განსაზღვრა მინერალურ წყლებში“. ქუთაისის სასოფლო-სამეურნეო ინსტიტუტის შრომები. 1957 წ. გვ. 411-420;
18. Джанелидзе Г.М. „ Мышьяк в природных объектах некоторых районов Грузии“. Труды ТГУ, 1981 г. Т. 129, стр. 7-12;
19. გ. მ. ჯოხაძე. „მცირე რაოდენობა დარიშხანის განსაზღვრა ნიადაგებსა და ქანებში ჰიპოფოსფიტის გამოყენებით“. საქ. სუბტროპიკული მეურნეობის ინსტიტუტის შრომები, ქუთაისი. 1959 წ. გვ. 295-302;
20. „Геохимия микроэлементов глубоких подземных вод Грузии“. Б.З. Зауташвили. Изд-во „Мецниереба“. Тбилиси, 1978 г;
21. „Гидрохимия рудных месторождении Грузии“. Б.З. Зауташвили. Изд-во „Мецниереба“. Тбилиси, 1984 г;
22. Барнабишвили Г.И. „Ядовитая пыль и газы выделяемые в мышъяковых заводах и зона их распределения“. Автореферат. Тбилиси. 1994 г;
23. Егорова К.Т. Пирцхалава С.Е. Бакрадзе Л.Л. „К вопросу гигиенической оценки влияния Уравского мышьякового производства на внешнюю среду“. Материалы III съезда гигиенистов и сан. врачей Грузии. Тбилиси. 1969 г. С 74-76;

24. Супаташвили Г.Д., Угулава М.М., Джохадзе Г.М., Лабарткава Н.И. „Влияние антропогенных факторов на распределение мышъяка в почвах“. Сообщения АН ГССР, т. 124, №2, 1986 г. С. 305-308;
25. Отчет по хоздоговорной теме „Изучение распределения мышъяка в биосфере“. Тбилиси. 1985 г;
26. Супаташвили Г.Д., Джохадзе Г.М., Карсанидзе И.К. „Некоторые вопросы распределения As в пресных водах“. Геохимия №12. Москва. 1974 г. С. 186-1878;
27. გ.დ. სუპატაშვილი. „საქართველოს მტკნარი წყლების ქიმიური გამოკვლევა“. დისერტაცია ქიმიის მეცნიერებათა დოქტორის სამეცნიერო ხარისხის მოსაპოვებლად. თბილისი. 1993წ;
28. „Вода. Контроль химической, бактериологической и радиационной безопасности по международным стандартам“. Фомин Г.С. Москва. 2002 г;
29. „Гидрогеохимия зоны гипергенеза“. Шварцев С.П. Изд-во „Недра“. Москва. 1978 г;
30. Рябинин А.И., Романов Ф.С. „Распределение мышъяка и сурьмы в водах Карибского моря“. „Геохимия“. №6. 1976 г. С. 927-933;
31. Крайнов С.Р., Волков Г.А., Петров Н.Г., Батуринская И.В. „Мышъякосодержащие углекислые воды Кавказа“. „Геохимия“. №2. 1974 г. С. 212-227;
32. „Зона окисления сульфидных месторождений“. Смирнов С.С.Изд-во АН СССР. 1955 г;
33. გ. სუპატაშვილი, ნ. ლორია, ნ. ლაბარტყავა, გ. ჯოხაძე. „დარიშხანის განაწილება საქართველოს ბუნებრივ ობიექტებში“. „ეკოლოგიის საკითხები“. სამეცნიერო-რეფერირებადი კრებული, თბილისი, 2002 წ. ტ.1. გვ. 101-109. თსუ-ს გამომცემლობა;
34. „ПДК вредных веществ в воздухе и воде“. Изд-во „Химия“. Ленинград. 1972г;

35. „Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах“. Виноградов А.П. АН СССР. Москва. 1957 г;
36. Onishi H., Sandell E. Anal. chem. Acta, II, 444 (1954);
37. „Химия тяжёлых металлов, мышъяка и молибдена в почвах“. Зырин И.Г. Изд-во „Наука“. Москва. 1985г;
38. Касимова О.Г. „Формы нахождения, концентрирование и атомно-абсобц. определение сурьмы и мышъяка в природных водах“. Автореферат. Москва. 1990 г (107.21);
39. Woolson E.A., Axley R.R., Keaney P.C. “The chemistry and phototoxity of arsenic in soils”. S.S.S. Am. V. 35. №6. 1971;
40. „Тяжёлые металлы в почвах и растениях“. Алексеев Ю.Л. Изд-во „Агропромиздат“. Ленинград. 1987 г;
41. „Краткий справочник по геохимии“. Воиткевич Г.Б. и др. Изд-во „Недра“. Москва. 1970 г;
42. „Микроэлементы в почвах и растениях“. Кабата-Пендисс А, Пендисс Х. Изд-во „Мир“. Москва. 1986 г;
43. „Речной сток в океан и черты его геохимии“. Гордеев В.В. Изд-во „Наука“. Москва. 1983 г;
44. „Геохимия океана“. Виноградов А.П. Изд-во „Наука“. Москва. 1989 г;
45. Bart G., Gutman R.Z. Hydrol. V. 39, №2, 1978, p. 271;
46. Крайнев С.Р., Волков Г.Ф., Петрова Н.Г. „Геохимия сурьмы в углекислых водах Карпат“. „Геохимия“. №10. Москва. 1979 г;
47. Удодов П.А., Солодовникова Р.С. и др. „О связи сурьмы с органическим веществом типа гумуса в природных водах и растворах“. Изд-во Томского политехнического института. Т. 297. 1975 г. С. 68-73;
48. Grecelius E.A., Bothnev M.H., Carpentev R. “Geochemistries of arsenic, antimony, mercury and related elements in sediments of Puget Sound”. “Environ. Sci. and Tecnol.” V.9. №4. 1975, pp. 325-333;

49. “Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающем среде“. Беспамятов Г.П., Кротов Ю.А. Справочник. Изд-во „Химия“. Ленинград. 1985 г. С. 59;
50. “Опыт гидрогеохимических исследрвании в сибири. Методика и результаты работ“. Удодов П.А., Онуфриенко И.П., Парилов Ю.С. Изд-во „Высшая школа“. Москва. 1962 г;
51. „Геохимия редких и рассеяных химических элементов“. Виноградов А.П. Изд-во „Мир“. Москва. 1950 г;
52. „Химические методы анализа горных пород“. П. Джеффери. Изд-во „Мир“. Москва. 1979 г;
53. „Экология и охрана биосферы при химических загрязнений“. Орлов Д.С., Садовникова А.К., Лозановская И.И. Москва. Высшая школа. 2002 г;
54. „Аналитическая химия мышьяка“. Немодрук А. Изд-во „Наука“. 1976 г;
55. „Количественный анализ“. Кольтгофф И.М. Сендел Е.Б. „Госхимиздат“. Ленинград. 1948 г;
56. Bode H., Hachmann K.Z. Analyt. Chem. 229, 261 (1967);
57. „Фотометрическое определение элементов“. Марченко. Изд-во „Мир“. Москва. 1971 г;
58. Малофеева Г.И., Седых Э.М., рожкова А.С. „Электрометрическое атомно-абсорбционное определение сурьмы и мышьяка после их концентрирования методом твердофазной экстракции“. Журнал аналитической химии. №2. 1999 г;
59. „Анализ минерального сырья“. Под общей редакцией Ю.И. Книпович и Ю.В. Морачевского. Изд-во химической литературы. Ленинград. 1959 г;
60. „Колориметрические методы определения следов металлов“. Сенделл. Изд-во „Мир“. Москва. 1964 г;
61. Vashak V. Shedivec. chem. listy 46. 341. 1952;

62. "Standard methods" for examination of water and waste water. 17 edition American Public Health Association. Washington. 1999;
63. „Аналитические реагенты". Бырко В.М. Изд-во „Наука". Москва. 1984 г;
64. Hulanicki A., Glob S. "Simultaneous determination of arsenic and antimony by the silver dicthildithiocarbamate method". Chemia Analitizna. 1970, 15, pp. 1089-1096;
65. „Качественный химический анализ". Блок Н. „Госхимиздат". Москва. 1952 г;
66. „Определение анионов". У. Дж. Уильямс. Изд-во „Химия". Москва. 1982 г;
67. Рыжков И.Т., Турыгин В.В. „К методике спектрофотометрического определения As в минеральных водах с поглощением арсина диэтилдитиокарбаматом (ДЭДК)". „Гидрохимия и минералогия". №7. Москва. 2002 г;
68. „Атомно-абсорбционная спектрометрия при анализе минерального сырья". Столярова И.А., Филатова М.М. Изд-во „Недра". Ленинград. 1981 г;
69. „Общая химия". Неницеску К. Изд-во „Мир". Москва. 1968 г;
70. „Атомно-абсорбционный анализ". И. Хавезов, Д. Цалев. Изд-во „Химия". Ленинград. 1983 г;
71. Бабко А.К., Чалая З.И., Микитченко В.Ф. Зав. лаб. 32.270.1966 г;
72. Белый М.У., Кушнеренко И.Я. Журнал прикладной электроскопии 10. 84. 1969 г;
73. Марченко П. Укр. хим. журнал. 20. 77. 1954 г;
74. Кольтгофф И.М. Зав. лаб. 11. 626. 1945 г;
75. Laitinen H., Kolthoff., Phys. Chem. 45. 1079. 1941;
76. Е.Е. Текуцкая, В.В. Кондратьев, М.В. Ешпова. „Определение As(V) на модифицированном комплексами Mo(VI) графитовом электроде методом инверсионной вольтамперметрии". ЖАХ №12. 1999 г. С. 1289-1293;

77. Hiroyuki Kondo., Yasunisa Ishigura., Kenji Ohno., Makoto Nagase., Mineke Toba., Maketo Takagi. "Naturally occurring arsenic in the ground waters in the southern region of Fukuoka Prefecture, Japan". "Water Research", vol. 33, №8, Great Britain, pp. 1967-1972;
78. "The oxidation of arsenic by aquatic sediments". "Envirin. Qual". vol. 9, №4, 1980, pp. 700-703;
79. "Atomic-absorption spectrophotometry" . Rybeska L., Moldan B., SNTL Prague, 1967;
80. „Аналитическая химия сурьмы". Немодрук А. Изд-во „Наука". Москва. 1978 г;
81. Word F., Lakin H. Analyt. chem. 26, 1168 (1954);
82. Stanton R.E., McDonald A. Analyst. 87, 299 (1962);
83. Назарова А.А., Товстопят Е.С., Еременко В.Я. „Сравнительная характеристика калориметрических методов определения сурьмы с бриллиантовым зеленым и родамином В". Гидрохимические материалы, 1969 г;
84. Шпепфе Мариан. „Спектрофотометрический метод определения субмикроколичеств Sb в горных породах с использованием родамина В". "Talanta". V. 20. №2. 1973;
85. Stronal P., Huljev D., Lulics., Picer M. "Antimony in the coosta' marine environment North Adriatic". "Estmarine and Coast Mar. Sci". V.3. №3. 1975;
86. Романов А.С., Рябинин А.Н. „Распределение сурьмы в водах Черного моря". Труды государственного океанографического института. №15, 1981;
87. Супаташвили Г.Д., Лабарткава Н.А., Лория Н.В., Адамия Т.М. „Распределение мышьяка во взвеси и донных отложениях пресных водоёмов". „Литология и полезные ископаемые". АН СССР, №1. Москва, с. 17-23;

88. „Почва. Контроль качества и экологической базопасности по международным стандартам". Фомин Г.С., Фомин А.Г.С. Изд-во „Химия". Москва. 2001 г;
89. Тревизани Джиан Роландо. „Остаточный мышьяк в сельскохозяйственных почвах". Boll. chim. Unione Ital. lab. prow. 1976. V.27. №1. pp. 49-57;
90. „Химическая энциклопедия". Том 3. Москва. 1998 г;
91. Тимбулатова М.И., Христофорова Б.С. „Влияние сульфидов металлов на степень растворения сульфидов меди в растворах перекиси водорода". „Методы изучения вещественного состава и их применение". Новосибирск. АН СССР. 1965. С. 118-121;
92. Абрамишвили Н.В. „Окислительные процессы при озонировании водных систем мышьякосодержащих сосдинении". Авторефератна соиск. уч. степени канд. тех. наук. Тбилиси. 1991 (138ю6);
93. „Аналитическая химия". Пилипенко А.Т., Пятницкий И.В. Изд-во „Химия". Москва. 1990 г;
94. „Химия почвы". Возбуцкая А.Е. Изд-во „Высшая школа". Москва. 1968 г;
95. გ. სუპატაშვილი, ნ. თაყაიშვილი, ლ. გუჯაბიძე. „კირქვისა და მარმარილოს ნაგებობა-ნაკეთობების მჟავური კოროზიის ხარისხის დადგენა". საქ. მეცნიერებათა აკადემიის მაცნე. 2001 წ. ტ. 27. №3-4. გვ. 231;
96. გ. ჯოხაძე, ნ. კარსანიძე, გ. სუპატაშვილი. „დარიშხანი საქართველოს სსრ მტკნარ წყლებში" თსუ-ს შრომები. A1 (137), თბილისი, 1971, გვ. 155-159;
97. „Основы гидрохимии". Алекин О.А. „Гидрометиздат". Ленинград. 1970 г;
98. „Характеристика сточных вод животноводческих комплексов и их роль в загрязнении природных вод". Демченко и др. „Гидрохимические материалы". 1984. т. 90;

99. Супаташвили Г.Д., Махарадзе Г.А. „Формы нахождения элементов в природных водах и их зависимость от ионных потенциалов". В книге "Анализ морских осадков". Изд-во „Наука". Москва. 1988 г. С. 52-61;

100. "Гидроанализ металлов". Назаренко В.А. и др. Изд-во

101. "Глобальный биогеохимический цикл серы и влияние на него деятельности человека ". Редактор Скрябин Г.К. Изд-во „Наука". Москва. 1983 г;

102. Супаташвили Г.Д. "Фотоэлектротурбидиметрическое микроопределение сульфатов в природных водах". „Гидрохимические материалы". т. 33; 1961. С. 138-142.