

საქართველოს სახელმწიფო სასოფლო-სამეურნეო უნივერსიტეტი

ღამბაშიძე გიორგი

ზემო იმერეთის რეგიონის აგროეკოლოგიური  
თავისებურებები

სოფლის მეურნეობის მეცნიერებათა კანდიდატის სამეცნიერო  
ხარისხის მოსაპოვებლად წარდგენილი

დ ი ს ე რ ტ ა ც ი ა

06. 01. 15 აგროეკოლოგია

სამეცნიერო ხელმძღვანელი: საქართველოს მეცნიერებათა  
აკადემიის წევრ-კორესპონდენტი, ბიოლოგიის  
მეცნიერებათა დოქტორი, პროფესორი  
თენგიზ ურუშაძე

თბილისი 2006 წ.

## ს ა რ ჩ ე ვ ი

ნაშრომის ზოგადი დახასიათება -----	4
თავი 1. ლიტერატურული მიმოხილვა -----	6
1.1 მძიმე ლითონები ნიადაგში -----	6
1.1.1 ბუნებრივი წყაროები -----	7
1.1.2 ანთროპოგენური წყაროები -----	13
1.2 მძიმე ლითონების განაწილება გარემოში და მათი ტრანსპორტირების მექანიზმები -----	18
1.3 მძიმე ლითონების ძვრადობაზე და მცენარის მიერ ხელმისაწვდომობაზე მოქმედი ფაქტორები -----	20
1.4 მძიმე ლითონების მნიშვნელობა ცოცხალი ორგანიზმებისათვის -----	30
1.5 მძიმე ლითონების ტოქსიკური ზემოქმედება ცოცხალ ორგანიზმებზე -----	33
1.6 ფტორიდები, სულფატები, ნიტრატები, ქლორიდები და ფოსფატები ნიადაგში -----	38
1.7 ფტორიდები, სულფატები, ნიტრატები, ქლორიდები და ფოსფატები მიწისქვეშა წყლებში -----	45
1.8 ფტორიდების, სულფატების, ნიტრატების, ქლორიდების და ფოსფატების მნიშვნელობა ცოცხალი ორგანიზმებისათვის -----	46
1.9 ფტორიდების, სულფატების, ნიტრატების, ქლორიდების და ფოსფატების ტოქსიკური ზემოქმედება ცოცხალ ორგანიზმებზე -----	48
თავი 2. მასალები და მეთოდები -----	51
2.1. საკვლევი რაიონი -----	51
2.1.1 მდებარეობა და საზღვრები -----	51
2.1.2 გეოლოგია -----	51
2.1.3 გეომორფოლოგია -----	53

2.14	კლიმატი -----	57
2.15	მცენარეული საფარი -----	59
2.16	ნიადაგური საფარი -----	64
2.2	ნიმუშების აღების მეთოდი -----	74
2.2.1	ნიადაგები -----	74
2.2.2	წყლები -----	75
2.3	ნიმუშების ლაბორატორიული ანალიზი -----	75
2.4	მონაცემთა სივრცობრივი ანალიზი გის-ის გამოყენებით -----	76
	<b>თავი 3. შედეგები და განხილვა -----</b>	<b>81</b>
3.1	მძიმე ლითონების შემცველობა ნიადაგებში და მათი განაწილება საკველევ რაიონში -----	83
3.2	ფტორიდების, სულფატების, ნიტრატების, ქლორიდების და ფოსფატების შემცველობა ნიადაგებში -----	98
3.3	ფტორიდების, სულფატების, ნიტრატების, ქლორიდების და ფოსფატების შემცველობა მიწისქვეშა წყლებში -----	105
	<b>დასკვნები -----</b>	<b>110</b>
	<b>გამოყენებული ლიტერატურა -----</b>	<b>112</b>
	<b>დანართი -----</b>	<b>127</b>

## ნაშრომის ზოგადი დახასიათება

**თემის აქტუალობა.** დღეისათვის, ნიადაგების გაჭუჭყიანება მძიმე ლითონებით და სხვა არაორგანული გამაბინძურებლებით ერთერთი სერიოზული ეკოლოგიური პრობლემაა, რომლის შესწავლა მნიშვნელოვანია როგორც ცოცხალი ორგანიზმების, ისე თვით ნიადაგის დასაცავად. მძიმე ლითონები ადვილად გროვდება ნიადაგებში, საიდანაც მცენარის საშუალებით ხდება მათი ჩართვა კვების ჯაჭვში, რაც ხშირად ცხოველებსა და ადამიანში სხვადასხვა დაავადების გამომწვევი მიზეზია.

ასევე, ძალზედ მნიშვნელოვანია სასმელი წყლების გაბინძურების შესწავლა, მათი ხარისხის კონტროლი, რადგან ხშირია მათში ტოქსიკური ნაერთების ზღვრულად დასაშვებ ნორმაზე მაღალი რაოდენობით მოხვედრა, რაც ძირითადად ჩამდინარე წყლებით და გაჭუჭყიანებული ნიადაგებიდან მათი გამორეცხვით არის განპირობებული.

**კვლევის მიზანი და ამოცანები.** კვლევა მიზნად ისახავდა ზემო იმერეთის რეგიონის აგროეკოლოგიური თავისებურებების შესწავლას.

**კვლევის მიზნიდან გამომდინარე დასახული იყო შემდეგი ამოცანები:** 1) საკვლევ რაიონში გავრცელებული ძირითადი ნიადაგების საერთო თვისებების შესწავლა; 2) რეგიონის ნიადაგებში მძიმე ლითონების, კერძოდ კადმიუმის, სპილენძის, მანგანუმის, ნიკელის, ტყვიის და თუთიის საერთო ფორმების შემცველობის განსაზღვრა; 3) ნიადაგებსა და სასმელ წყლებში ცალკეული ანიონების – ფტორიდების, სულფატების, ნიტრატების, ქლორიდების და ფოსფატების შესწავლა.

**მეცნიერული სიახლე.** თანამედროვე კვლევის მეთოდებით შესწავლილ იქნა ზემო იმერეთის ნიადაგები, მათი ზოგადი ნიშან-თვისებები და მძიმე ლითონების შემცველობა. ფონურ და ზღვრულად

დასაშვებ კონცენტრაციებთან შედარების საფუძველზე დადგინდა ნიადაგების ლითონებით გაჭუჭყიანების ხარისხი. ნიადაგებსა და სასმელ წყლებში განსაზღვრულ იქნა ფტორიდების, სულფატების, ნიტრატების, ქლორიდების და ფოსფატების შემცველობა.

**პრაქტიკული მნიშვნელობა.** ზემო იმერეთის რეგიონის აგროეკოლოგიური თვალსაზრისით ნაკლებადაა შესწავლილი და მიღებული კვლევის შედეგები მნიშვნელოვანია რეგიონის ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასებისთვის.

**აპრობაცია.** დისერტაციის ძირითადი შედეგები წარდგენილ და განხილულ იქნა: ვენის აგრარული უნივერსიტეტის ნიადაგთმცოდნეობის და მეტყევეობის დეპარტამენტის დოქტორანტთა სემინარზე (2006).

**პუბლიკაცია.** დისერტაციის ძირითადი შედეგები გამოქვეყნებულია 3 ნაშრომში.

**დისერტაციის მოცულობა და სტრუქტურა.** დისერტაცია შედგება ზოგადი დახასიათების, 3 თავის, 16 ქვეთავის, დასკვნებისა და დანართისაგან. ნაშრომი მოიცავს 142 ნაბეჭდ გვერდს, 14 ცხრილს, 18 გრაფიკს, 1 რუკას, გამოყენებულია 213 დასახელების ლიტერატურა, მათ შორის 196 უცხოურ ენაზე.

## თავი 1. ლიტერატურული მიმოხილვა

### 1.1 მძიმე ლითონები ნიადაგში

გარემოში მძიმე ლითონების მოხვედრის სხვადასხვა წყარო არსებობს, რომლებიც შეიძლება იყოს, როგორც ბუნებრივი, ისე ანთროპოგენური (Bradl, 2005).

ქანები და ნიადაგი წარმოადგენს მძიმე ლითონების ძირითად წყაროს გარემოში. პირველადი ქანები, რომლებიც იწოდება ვულკანურ ანუ მაგმურ ქანებად, ყალიბდებიან მაგმის კრისტალიზაციის შედეგად გაცივების პროცესში. მაგმა წარმოიშობა დედამიწის მანტიიდან, რომლის ტრანსპორტირება ზედაპირზე შესაძლებელია ისეთი გეოლოგიური პროცესების შედეგად, როგორცაა ვულკანიზმი ან სიბრტყით-ტექტონიკური გადაადგილება (Press, Sievers, 1994). მაგმა შეიცავს უამრავ სხვადასხვა ქიმიურ ელემენტს, მათ შორის მძიმე ლითონებსაც (Bradl, 2005).

მაგმის მინერალურ კრისტალიზაციაზე გავლენას ახდენს ტემპერატურა და წნევა, რომელიც მუდმივად იცვლება გაცივებისას. სხვადასხვა მინერალი ილექება მათი მდგრადობის შესაბამისად განსაზღვრული ტემპერატურის, წნევის და ქიმიური შემადგენლობის პირობებში. მძიმე ლითონების უმეტესობა გროვდება დანალექ მაგმაში, მხოლოდ ზოგიერთი მძიმე ლითონი ქმნის საკუთარ მინერალს ან ძირითადი მინერალის მნიშვნელოვან კომპონენტს (Siegel, 2002).

ამის მაგალითია ქრომი (Cr), რომელიც კრისტალიზდება, როგორც მინერალი ქრომიტი ( $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ ) ან Ni, რომელიც წარმოდგენილია მინერალ ფორსტერიტში ( $\text{Mg}_2[\text{Ni}]\text{SiO}_4$ ), როგორც Mg-ის შემცველი. დიფერენციაციის შემდგომ ეტაპებზე ლითონის კონცენტრაცია იზრდება, რამაც შეიძლება გამოიწვიოს მათი საკუთარი მინერალის დალექვა (მაგ. U, როგორც ურანიტი, და Be, როგორც ბერილი), ან

შესაძლოა მათი შეერთებით მოხდეს თანმდევი მინერალების ფორმირება (Siegel, 2002).

მძიმე ლითონების უმრავლესობა კონცენტრირდება ცხელ დანალექ ჰიდროთერმულ ხსნარებში, რომელიც ფორმირდება მაგმის დიფერენციაციის ბოლო ეტაპებზე. როგორც კი ეს ხსნარები ჩაიჭონება მათთან დაკავშირებულ ქანში, ადგილი აქვს ქიმიურ რეაქციას ქანსა და ჰიდროთერმულ ხსნარს შორის და მინერალები ილექება, როგორც წიაღისეული. ამის მაგალითებია Pb, როგორც გალენა (PbS), Zn, როგორც სფალერიტი (ZnS), Cu, როგორც ქალკოპირიტი (CuFeS<sub>2</sub>) და ა.შ. Cd შეიძლება ჩაენაცვლოს ნაწილობრივ Zn-ს სფალერიტში (Zn[Cd]S). უმეტესად წიაღისეული წარმოადგენს რამდენიმე მინერალის ერთობლიობას. ამგვარად, ერთი ლითონის მოპოვება და გადამუშავება ხშირად იწვევს სხვა ლითონების გამოტყორცნას გარემოში (Siegel, 2002).

### 1.1.1 ბუნებრივი წყაროები

*კადმიუმი.* ბუნებაში Cd არსებობს ორვალენტიანი ჟანგეულების სახით. Cd-ს 64-ე ადგილი უჭირავს დედამიწის ქერქში შემცველობის მიხედვით (Krauskopf, 1979), 0,15-დან 0,20 მგ/კგ საშუალო კონცენტრაციით. Cd მჭიდროდაა დაკავშირებული Zn-თან და ძირითადად გვხვდება Zn, Pb-Zn და Pb-Cu-Zn-ის მადნებში (Bradl, 2005). ცხრილ 1-ში მოცემულია კადმიუმის შემცველობა გარემოში.

ცხრილი 1. Cd-ის შემცველობა გარემოს სხვადასხვა ობიექტში (ნ/მლნ)  
(Adriano, 2001).

დასახელება	საშუალო კონცენტრაცია	ქვედა და ზედა ზღვარი
ვულკანური ქანები	0.082	0.001 – 0.60
მეტამორფული ქანები	0.06	0.005 – 0.87
დანალექი ქანები	3.42	0.05 – 500
თანამედროვე დანალექები	0.53	0.02 – 6.2
ნედლი ნავთობი	0.008	0.0003 – 0.027
ქვანახშირი	0.10	0.07 – 0.18
მტვერი	11.7	6.5 – 17
ფოსფატური ქანები	25	0.2 – 340
ფოსფატური სასუქები	4.3	1.5 – 9.7
ჩამდინარე წყლების ნარჩენები	74	2 – 1100
ნიადაგები (მსოფლიო, სუფთა)	0.35	0.001 – 2.0
ხილი (აშშ)	0.005	0.0043 – 0.012
თავთავიანი მარცვლოვნები (აშშ)	0.0047	0.014 – 0.21
მდინარის დანალექები (გაჭუჭყიანებული)	–	30 – >800
მტკნარი წყალი (მიკროგრამი/ლ)	0.10	0.01 - 3
ზღვის წყალი (მიკროგრამი/ლ)	0.11	<0.01 – 9.4



*სპილენძი.* Cu-ს დედამიწის ქერქში შემცველობის მიხედვით 26-ე ადგილი უჭირავს Zn-ის შემდეგ (Krauskopf, 1979) 24-55 მგ/კგ საშუალო კონცენტრაციით (Bowen, 1979; Nriagu, 1979). ცხრილ 2-ში მოცემულია სპილენძის შემცველობა გარემოში.

ცხრილი 2. Cu-ის შემცველობა გარემოს სხვადასხვა ობიექტებში (ნ/მლნ) (Adriano, 2001).

დასახელება	საშუალო კონცენტრაცია	ქვედა და ზედა ზღვარი
ვულკანური ქანები	125	80 – 200
ქვიშაქვები	30	6 – 46
კირქვები	6	0.6 – 13
თიხაფიქლები და თიხა	35	23 – 67
მტვერი	17	1 – 49
ჩამდინარე წყლების ნარჩენები	185	45 – 1452
ნიადაგები (მსოფლიო, სუფთა)	690	2 – 250
მტკნარი წყალი (მიკროგრამი/ლ)	30	0.2 – 30
ზღვის წყალი (მიკროგრამი/ლ)	0.25	0.05 – 12

*მანგანუმი.* მანგანუმი ხშირად გვხვდება მეტამორფულ, დანალექ და ვულკანურ ქანებში. მისი საშუალო შემცველობა ლითოსფეროში დაახლოებით 1000 მგ/კგ-ს შეადგენს. რადგან Mn იონის ზომა Ca-ის იონის მსგავსია. ამ ორ ელემენტს შეუძლია ჩაენაცვლოს ერთმანეთს სილიკატურ მინერალებში. Mn ასევე ენაცვლება ე-ს მაგნეტიტში. თუმცა, არსებობს 100-ზე მეტი Mn-ის მინერალი: სულფიდები, ოქსიდები, კარბონატები, სილიკატები, არსენატები, ვოლფრამატები და

ბორატები. ბუნებრივად ყველაზე მნიშვნელოვანი Mn-ის მინერალია შავი მანგანუმის ოქსიდი - პიროლუზიტი ( $MnO_2$ ). Mn-ის სხვა, მთავარ მადნეულს წარმოადგენს როდოქროზიტი ( $MnCO_3$ ), მანგანიტი ( $Mn_2O_3 \cdot H_2O$ ), ჰაუსმანიტი ( $Mn_3O_4$ ) ბრაუნიტი ( $3MnO_2O_3 \cdot MnSiO_3$ ) და როდონიტი ( $MnSiO_3$ ). ცხრილ 3-ში მოცემულია მანგანუმის შემცველობა გარემოში.

ცხრილი 3. Mn-ის შემცველობა გარემოს სხვადასხვა ობიექტებში (ნ/მლნ) (Adriano, 2001).

დასახელება	საშუალო კონცენტრაცია	ქვედა და ზედა ზღვარი
გულკანური ქანები	–	390 – 1620
ქვიშაქვები	460	–
კირქვები	620	–
თიხაფიქლები	850	–
ქვანახშირი	100	–
მტვერი	357	44 – 1332
ჩამდინარე წყლების ნარჩენები	–	60 – 1170
ნიადაგები (სასოფლო-სამეურნეო)	1000	20 – 10000
მტკნარი წყალი (მიკროგრამი/ლ)	8	0.02 – 130
ზღვის წყალი (მიკროგრამი/ლ)	0.2	0.03 – 21

**ნიკელი.** ნიკელი დედამიწის ქერქში შემცველობის მიხედვით 23-ეა, 80 მგ/კგ-ზე საშუალო კონცენტრაციით. ნიკელის ორი ყველაზე მნიშვნელოვანი წიაღისეულია პირპოტიტი და პენტლადიტი, სულფიდი. ცხრილ 4-ში მოცემულია ნიკელის შემცველობა გარემოში.

ცხრ. 4. Ni-ის შემცველობა გარემოს სხვადასხვა ობიექტებში (ნ/მლნ) (Adriano, 2001).

დასახელება	საშუალო კონცენტრაცია	ქვედა და ზედა ზღვარი
ვულკანური ქანები	75	2 – 3600
ქვიშაქვები	2	–
კირქვები	20	–
თიხაფიქლები და თიხა	68	20 – 250
ქვანახშირი	15	3 – 50
მტვერი	141	23 – 353
ნიადაგები (მსოფლიო)	20	5 – 500
მტკნარი წყალი (მიკროგრამი/ლ)	0.5	0.02 – 27
ზღვის წყალი (მიკროგრამი/ლ)	0.56	0.13 – 43

*ტყვია.* ტყვია ყველაზე მაღალი შემცველობით ხასიათდება დედამიწის ქერქში, იმ მძიმე ლითონებთან შედარებით, რომელთა რიგითი ნომერი >60. მისი საშუალო კონცენტრაცია 15 მგ/კგ-ია (Heinrichs, Mayer, 1980). მისი ძირითადი მინერალებია გალენა (PbS), ცერუზიტი (PbCO<sub>3</sub>) და ანგლეზიტი (PbSO<sub>4</sub>). კალიუმის მინდვრის შპატები და პეგმატიტები ჩვეულებრივ მდიდარია Pb-ით. ცხრილ 5-ში მოცემულია ტყვიის შემცველობა გარემოში.

ცხრილი 5. Pb-ის შემცველობა გარემოს სხვადასხვა ობიექტებში (ნ/მლნ) (Adriano, 2001).

დასახელება	საშუალო კონცენტრაცია	ქვედა და ზედა ზღვარი
ვულკანური ქანები	15	2 – 30
ქვიშაქვები	7	1 – 31
კირქვები	9	–
თიხიანი (სლანეც)	20	16 – 50
ქვანახშირი	16	60-მდე
მტვერი	170	21 – 220
ჩამდინარე წყლების ნარჩენები	1832	136 – 7627
ნიადაგები (სასოფლო-სამეურნეო)	–	2 – 300
მტკნარი წყალი (მიკროგრამი/ლ)	3	0.06 – 120
ზღვის წყალი (მიკროგრამი/ლ)	0.03	0.03 – 13

*თუთია.* თუთია დედამიწის ქერქში შემცველობის მიხედვით 24-ეა (70 მგ/კგ საშუალო კონცენტრაციით). თუთიის ყველაზე მნიშვნელოვანი მადნებია სულფიდები, სფალერიტი და ვურციტი და მათი გამოფიტვის პროდუქტები, სმიტსონიტი ( $ZnCO_3$ ) და ჰემიმორფიტი  $[Zn_4Si_2O_7(OH)_2 \cdot H_2O]$ . მე-6 ცხრილში მოცემულია Zn-ის შემცველობა გარემოში. ცხრილ 6-ში მოცემულია თუთიის შემცველობა გარემოში.

ცხრილი 6. Zn-ის შემცველობა გარემოს სხვადასხვა ობიექტებში (ნ/მლნ) (Adriano, 2001).

დასახელება	საშუალო კონცენტრაცია	ქვედა და ზედა ზღვარი
ვულკანური ქანები	65	5 – 1070
ქვიშაქვები	30	5 – 170
კირქვები	20	<1 – 180
თიხაფიქლები	97	16 – 50
მტვერი	449	27 – 2880
ჩამდინარე წყლების ნარჩენები	2250	1000 – 10000
ნიადაგები (ჩვეულებრივი)	90	1 – 900
მტკნარი წყალი (მიკროგრამი/ლ)	15	<1 – 100
ზღვის წყალი (მიკროგრამი/ლ)	5	<1 – 48

### 1.1.2 ანთროპოგენური წყაროები

*კადმიუმი.* Cd-ით გატუჭყიანების მთავარი ანთროპოგენური წყაროა ფოსფატოვანი სასუქები და ლითონების დნობა-გადამუშავება. რადგან Cd-ის შემცველი წიაღისეული გამოიყენება ფოსფატოვანი სასუქების მისაღებად ეს პროდუქტები შეიძლება შეიცავდნენ 340 მგ/კგ Cd-ს (McLaughlin, Tiller, 1994). მიუხედავად ამისა, ხანგრძლივმა კვლევებმა აჩვენა, რომ ასეთი სასუქებით განოყიერებულ ნიადაგებზე მცენარეების მიერ Cd-ის შეთვისება მნიშვნელოვნად არ გაზრდილა (Mortvedt, 1987; Jeng, Singh, 1995). მუნიციპალური ნარჩენები ფართოდ გამოიყენება ნიადაგის სტრუქტურის გასაუმჯობესებლად და N და P წყაროდ,

რომლის გამოყენებაც ამჟამად იზრდება, რამაც შეიძლება გაზარდოს კვებითი ჯაჭვის Cd-ით გაჭუჭყიანების ალბათობა (Bradl, 2005).

Cd ასევე გვხვდება გარემოში ატმოსფერული გამონატყორცნის სახით სადნობი ღუმელებიდან, პლასტმასას და კადმიუმშემცველი პიგმენტების წვისას, ნავთობპროდუქტების წვის და გადამუშავებისას, ფოლადმწარმოებელი ქარხნიდან და მეტალურგიული საწარმოებიდან. გარემოს ასეთი გაჭუჭყიანება Cd-ით აღნიშნულია აშშ-ში (Wixson et al., 1977), იაპონიასა (Kabayashi, 1971) და ინგლისში (Little, Martin, 1972). გზებთან ახლოს Cd-ით და სხვა ლითონებით გაჭუჭყიანების წყაროს ავტომობილების გამონაბოლქვი წარმოადგენს (Preer, Rosen, 1977).

**სპილენძი.** სპილენძი ფართოდ გამოიყენება ელექტროსადენების დასამზადებლად და ზოგადად ელექტრო წარმოებაში. მის მთავარ ლითონურ ნარევს წარმოადგენს თითბერი (თუთიასთან) და ბრინჯაო (კალასთან). ამის გარდა, იყენებენ სამზარეულოს ხელსაწყოებში, წყალმომარაგების სისტემაში, სასუქებში, ბაქტერიოციდებში და ფუნგიციდებში, საკვებ დანამატებში, ზრდის სტიმულატორებში, მეცხოველეობასა და მეფრინველეობაში დაავადებთა კონტროლის მიზნით. Cu-ის მთავარი წყაროა სპილენძის შემცველი სასუქები, რომლებსაც ფართოდ იყენებენ სოფლის მეურნეობაში, მაგ.  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{CuO}$ ,  $\text{Cu}_2\text{O}$  და  $\text{CuSO}_4 \cdot 3\text{Cu}(\text{OH})_2$ . აგრეთვე გამოიყენებოდა Cu-ის სითეზური ხელატები  $\text{Na}_2\text{CuCuEDTA}$  და  $\text{NaCuHEDTA}$  და ბუნებრივი ორგანოსულფატები და პოლიფლავონოიდები. Cu-ის ნაერთები  $\text{CuSO}_4$  და  $\text{Cu}(\text{OH})_2$  გამოიყენება ფუნგიციდებად და ბაქტერიოციდებად (Loneragan et al., 1981; Walsh et al., 1972), სხვადასხვა სასოფლო-სამეურნეო კულტურებში, როგორცაა თესლოვნები, კურკოვნები, ვაზი, მარცვლოვნები, ბოსტნეული, ყავა, კაკაო (Lima, 1994), ბანანი (Cordero, Ramirez, 1979) და ჩაი. ამ ფუნგიციდებისა და ბაქტერიოციდების

გამოყენებამ შეიძლება გამოიწვიოს ნიადაგში Cu-ის აკუმულაცია ფიტოტოქსიკურ დონემდე.

CuSO<sub>4</sub> ასევე გამოიყენება საკვებ დანამატად მეღორეობასა და მეფრინველეობაში, ზრდის სტიმულატორად და დიზენტერიისგან დასაცავად (Cromwell et al., 1978; Lucas et al., 1962; Stahly et al., 1980) 250 მგ/კგ დოზით (Dalgarno, Mills, 1975). ამ სახით მიღებული Cu-ის დიდი ნაწილი გამოიყოფა ნაკვლთან ერთად. თუ ნაკელი შეიტანება ნიადაგში, შესაძლებელია აკუმულაციის შედეგად მას ტოქსიკური გავლენაც ჰქონდეს, მაგ. ცხვრებზე (Blaxter, 1973).

Cu ასევე გამოიყოფა მეტალურგიული საწარმოებიდან სპილენძის, რკინის და ფოლადის წარმოებისას და ქვანახშირის წვის შედეგად. მძიმე ლითონებით გაჭუჭყიანების დონე ლითონშენადნობებიდან დამოკიდებულია მანძილზე (Dudka, Adriano, 1997).

**მანგანუმი.** მანგანუმი ძირითადად გამოიყენება მეტალურგიულ წარმოებაში, იგი ფოლადის აუცილებელი შემადგენელია სიძლიერის, სიმტკიცის და სიმაგრის გასაუმჯობესებლად. იგი ასევე გამოიყენება ფოლადურ, ალუმინის და სპილენძის შენადნობებში. Mn აუცილებელია ტუტე ელემენტების (ბატარეების, აკუმულატორების) დასამზადებლად, ელექტრო ხვიების, ფაიფურის, ასანთის, შესადუღებელი ელექტროდების, შუშის, საღებავების წარმოებაში და ასევე კატალიზატორად.

Mn-ის მთავარ ანთროპოგენურ წყაროს გარემოში წარმოადგენს საწარმოო საქმიანობა, როგორცაა ლითონების გადადნობა და გადამუშავება, სოფლის მეურნეობა (სასუქების გამოყენება, ფეკალური ნარჩენები და ნაკელის გადაყრა) და ატმოსფერული ემისია ნავთობპროდუქტების და ნარჩენების წვისას.

**ნიკელი.** ნიკელი ძირითადად გამოიყენება ელექტროდანადგარებში, ლითონურ შენადნობებში, Ni-Cd-იან ელემენტებში, ელექტრონაწილებში

და, როგორც კატალიზატორი, ცხიმის ჰიდროგენიზებისა და მეთანიზაციისთვის. ნიკელს ყველაზე ფართო გამოყენება აქვს უჟანგავი ფოლადის წარმოებაში, თუმცა ასევე გვხვდება სხვადასხვა საწარმოო პროდუქტებში, როგორცაა ავტომობილები, ელემენტები, მონეტები, საიუველირო ნაწარმი, ქირურგიული ინპლანტანტები, სამზარეულოს მოწყობილობები, ნიჟარები და ჭურჭელი. იგი აგრეთვე გამოიყენება Ni-Fe, Ni-Cu, Ni-Ag შენადნობებში. Ni-ფოლადის შენადნობები გამოიყენება იარაღის და ტყვია-წამლის დასამზადებლად, ისევე როგორც ტურბინების ფრთების, თვითმფრინავების ძრავის ნაწილების წარმოებაში და ბირთვულ რეაქტორებში. Ni-ის გარემოში მოხვედრის მთავარი წყაროა წიაღისეულის მოპოვება-გადამუშავება, ფეკალური მასები, ნავთობპროდუქტების და ქვანახშირის წვა. მას შემდეგ, რაც საწვავი შეიცავს ნიკელს, იგი ითვლება ატმოსფეროში ნიკელის ერთ-ერთ ძირითად წყაროდ (Nriagu, 1980).

*ტყვია.* ტყვია გამოიყენება ადამიანის მიერ 5000 წელზე მეტი ხნის მანძილზე. მას სასიცოცხლო მნიშვნელობა აქვს წარმოებაში და ძირითადად გამოიყენება დიდი ზომის აკუმულატორების, პიგმენტების, კაბელის გარსაცმის, შენადნობების, ტყვია-წამლის დასამზადებლად და საწვავის დანამატად. Pb ასევე გამოიყენება რადიაციისაგან დამცავ საფარველად და ასევე თბორეგულატორად. ტყვიის შემცველი პესტიციდები უკვე აიკრძალა აშშ-ში, ავსტრიაში, გერმანიაში და ბელგიაში, მაგრამ კვლავ გამოიყენება სხვა ქვეყნებში. Pb-ს აგრეთვე ფართოდ იყენებენ ბენზინის დანამატად, რაც 70-იან წლებში აკრძალულ იქნა აშშ-ში, კანადაში და ევროკავშირში, თუმცა დღემდე გამოიყენება რუსეთში, ჩინეთში, ინდოეთში და სხვა ქვეყნებში (Bradl, 2005).



ტყვიის ატმოსფერული ემისია, მისი ბიოქიმიურ ციკლში ჩართვის ერთ-ერთი მთავარი გზაა, რომელიც ხშირად აღინიშნება შორს მდებარე ეკოსისტემებშიც (Bradl H.B., 2005).

ტყვია გამოიყოფა საღებავის დაშლის დროს, აღდგენითი სამუშაოებისას ან ფანჯრების და იატაკის ზედაპირის გაპრიალებისას. ეს სერიოზული პრობლემა, რომელსაც ყურადღება ექცევა აშშ-ში და ევროპაში. თუმცა, იგნორირებულია სხვა ქვეყნებში (Bradl H.B., 2005).

*თუთია.* თუთია მეოთხე ელემენტია მსოფლიო წლიური მოხმარების მიხედვით (რკინის, ალუმინის და სპილენძის შემდეგ) (Adriano, 2001). იგი ფართოდ გამოიყენება მანქანათმშენებლობაში, რკინის და ფოლადის დამცავი ზედაპირის დასამზადებლად. ასევე კოსმეტიკური საშუალებების, ფხვნილების, საცხების, ანტისეპტიკების, საღებავების, ლაქების, რეზინის და ლინოლეუმის მისაღებად. თუთია აგრეთვე საჭიროა პერგამენტის ქაღალდის, შუშის, საბურავების, სატელევიზიო ეკრანების, მშრალი გალვანური ელემენტების და ელექტროხელსაყოების წარმოებისთვის.

სოფლის მეურნეობაში Zn არის მნიშვნელოვანი მიკროელემენტი, ტყის დამცავი საშუალება და ისექტიციდი. თუთია დედამიწის ქერქში შემცველობის მიხედვით 24-ეა (70 მგ/კგ საშუალო კონცენტრაციით). თუთიის ყველაზე მნიშვნელოვანი მადნებია სულფიდები, სფალერიტი, ვურციტი და მათი გამოფიტვის პროდუქტები: სმიტსონიტი ( $ZnCO_3$ ) და ჰემიმორფიტი [ $Zn_4Si_2O_7(OH)_2 \cdot 2H_2O$ ].

თუთიის მთავარი წყარო გარემოში არის Zn-ის სასუქები, ფეკალური ნარჩენები, წიაღისეულის მოპოვება და გადამუშავება. სოფლის მეურნეობაში ოთხი ძირითადი სახის თუთიის შემცველი სასუქი გამოიყენება: არაორგანული, სინთეზური, ხელატური (ბუნებრივი ან სითეზური კომპლექსები) და არაორგანული ნაერთები (McBride, Blasiak, 1979). თუთიის ძირითადი სასუქებია  $ZnO$ ,  $ZnCO_3$ ,

Zn(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, ZnCl<sub>2</sub> და Zn-ამონიუმის კომპლექსი. ფეკალური მასები შეიძლება შეიცავდნენ Zn-ს დიდი რაოდენობით. ხანგრძლივი ექსპერიმენტებით დადასტურდა, რომ Zn ბიოლოგიურად ყველაზე ხელმისაწვდომი ელემენტია ფეკალური ნარჩენებით განოციერებულ ნიადაგებში (Adriano, 2001). ასევე წიაღისეულის მოპოვება და გადამუშავება Zn-ის მნიშვნელოვანი წყაროა გარემოში (Hogan, Wotton, 1984). სხვა წყაროებიდან აღსანიშნავია ავტოტრანსპორტის გამონაბოლქვი, საბურავების ცვეთა, გაღვანური ფოლადის კოროზია და ძლიერი წვიმების შედეგად სასოფლო-სამეურნეო საგარეულების გადარეცხვა (Stigliani et al., 1993).

## 12 მძიმე ლითონების განაწილება გარემოში და მათი ტრანსპორტირების მექანიზმები

მძიმე ლითონების განაწილება ნიადაგის ზედაპირზე განისაზღვრება მრავალი ფაქტორით. ის დამოკიდებულია გაჭუჭყიანების წყაროზე, რეგიონის მეტეოროლოგიურ და ლანდშაფტურ თავისებურებებზე და გეოქიმიურ ფაქტორებზე.

გაჭუჭყიანების წყარო განსაზღვრავს გამონატყორცნი პროდუქტის ხარისხს და რაოდენობას. მისი გაფრქვევის ხარისხი დამოკიდებულია გამოტყორცნის სიმაღლეზე. ატმოსფეროში გამონატყორცნი ნაწილაკების არსებობის ხანგრძლივობა დამოკიდებულია მათ მასაზე და ფიზიკურ და ქიმიურ თვისებებზე. რაც უფრო მძიმეა ნაწილაკები, ისინი მით უფრო სწრაფად ილექება.

ჰაერის მასები აზავებენ გამონატყორცნებს, გადააქვთ მყარი ნაწილაკები და აეროზოლები სხვადასხვა მანძილზე. რაც უფრო შორ მანძილს გადის გამონატყორცნი, მით უფრო დაბალი ხდება მისი კონცენტრაცია. ერთგვაროვანი ლანდშაფტის პირობებში,

გაჭუჭყიანების წყაროდან დაშორებისას მცირდება გამონატყორცნებით ნიადაგების გაჭუჭყიანება.

გაჭუჭყიანების პროდუქტების განაწილებაზე გავლენას ახდენს აგრეთვე ქარის სისწრაფე: რაც უფრო დიდია ის, მით უფრო აქტიურია ჰაერის მასით გამონატყორცნის განზავება და მით უფრო ნაკლებია გაჭუჭყიანება ფართობის ერთეულზე.

გამონატყორცნების გაბნევას, მათი კონცენტრაციების შემცირებას ხელს უწყობს ჰაერის მასების ტურბულენტური მოძრაობა. ტემპერატურული ინვერსიის დროს ტურბულენტური მიმოქცევა სუსტდება და გამჭუჭყიანებლის გაბნევის ველი მცირდება მათი კონცენტრაციის ზრდის პირობებში.

ჰაერის ტენიანობა გავლენას ახდენს აგრეთვე გამონატყორცნი პროდუქტების გავრცელებაზე. მაღალი ტენიანობისას მათი ნაწილაკები კონდენსირებენ ტენს, რაც ზრდის მათ ზომებს, მასას და იწვევს გამჭუჭყიანებლების წყაროსთან დედამიწის ზედაპირზე მათ დალექვას.

გარდა მეტეოროლოგიური ფაქტორებისა, მძიმე ლითონების განაწილების ხასიათი დამოკიდებულია აგრეთვე რელიეფზე. გაფხვიერების ტექნოგენური არეალები ფორმირდებიან უფრო მოკლე ვადებში, ვიდრე ბუნებრივი და ჩრდილავენ მათ. ლითონები ერთვებიან ბიოლოგიურ წრებრუნვაში, გადაიცემა კვების ჯაჭვებით და იწვევს მთელ რიგ ნეგატიურ მოვლენას.

ლითონების ტექნოგენური განაწილების არათანაბრობა ძლიერდება ბუნებრივ ლანდშაფტებში გეოქიმიური ვითარების არაერთგვარობით (ურუშაძე, 2001).

### 1.3 მძიმე ლითონების ძვრადობაზე და მცენარის მიერ ხელმისაწვდომობაზე მოქმედი ფაქტორები

**კადმიუმი.** კადმიუმი არის რბილი, ელასტიური, მოვერცხლისფრო-თეთრი, მზინვარე ლითონი, ატომური მასით 112.4, სიმკვრივე 8.64 გ/სმ<sup>3</sup> ღებობის ტემპერატურა შეადგენს 321<sup>0</sup>C. აქვს რვა სტაბილური იზოტოპი: Cd<sup>106</sup>, Cd<sup>108</sup>, Cd<sup>112</sup>, Cd<sup>113</sup>, Cd<sup>114</sup> და Cd<sup>116</sup> შემდეგი პროცენტული განაწილებით 1.22%, 0.88%, 12.39%, 12.75%, 24.07% 12.26% და 5.78%. კადმიუმი მიეკუთვნება პერიოდული სისტემის II ჯგუფის მეორე ქვეჯგუფს. კადმიუმი ყოველთვის ორვალენტიანია მდგრად ნაერთებში, იგი წარმოქმნის ჰიდროქსიდებს და კომპლექსურ ნაერთებს ამონიუმთან და ციანიდთან ასევე სხვადასხვა სახის ორგანულ კომპლექსებს ამინებთან, გოგირდოვან და ქლოროვან კომპლექსებს და ხელატებს. კადმიუმი ილექება კარბონატებთან, არსენატებთან, ფოსფატებთან, ოქსალატებთან და ფეროციანიდთან შეერთებისას. ის კარგად იხსნება აზოტმჟავაში. კადმიუმის ძვრადობა და ბიოლოგიური ხელმისაწვდომობა ძირითადად დამოკიდებულია მის ქიმიურ ფორმაზე (Bradl, 2005).

კადმიუმი ნიადაგში და დანალექებში გვხვდება უმეტესად გაცვლით ფრაქციაში, რკინა-მანგანუმის ოქსიდებთან ერთად და ლექის ფრაქციაში. დანარჩენი აღმოჩენილია კარბონატების ფრაქციაში, რადგან ორგანული ნაწილი აკავებს კადმიუმის მხოლოდ უმნიშვნელო ნაწილს (Hickey, Kittrick, 1984). ზოგიერთი გამოკვლევის მიხედვით ანთროპოგენურად გაჭუჭყიანებულ ნიადაგებში არსებული კადმიუმი უფრო მეტად ხელმისაწვდომია, ვიდრე კადმიუმი, რომელსაც შეიცავენ სუფთა ნიადაგები (Asami et al., 1995; Chlopeka et al., 1996; Ramos et al., 1994; Xian, 1989). ნიადაგის ხსნარში კადმიუმის უმეტესი ნაწილი წარმოდგენილია როგორც თავისუფალი Cd<sup>2+</sup> კათიონი და CdHCO<sup>3+</sup>, მაშინ როდესაც კარბონატულ ნიადაგებში დამატებით შეტანილი

კადმიუმი სწრაფად შთანთქმება ან ილექება მყარ ფაზაში (Hirsch, Banin, 1990) და მცირე კადმიუმის ორგანული კომპლექსების წარმოქმნა. თუ ნიადაგი შეიცავს  $\text{Cl}^-$  და  $\text{SO}_4^{2-}$  მაღალ კონცენტრაციას, მაშინ Cd აღმოჩნდება ქლოროვან და სულფატოვან კომპლექსებში (Garcia-Miragaya, Page, 1976; McLaughlin, Tiller, 1996; 1994; Holm et al., 1995). სხვა ელემენტები, როგორცაა Cu, Pb, ან Zn, ძლიერ გავლენას განიცდიან ორგანული ნაერთების მხრიდან. კვლევებმა აჩვენა, რომ  $\text{Cd}^{2+}$  ან Cd არაორგანულ ნაერთებთან კომპლექსში წარმოადგენს ყველაზე გავრცელებულ ფორმას ფეკალური ნარჩენებით განოციერებულ უმეტეს ნიადაგებში (Hirsch, Banin, 1990; Emmerich et al., 1982; Holm et al., 1996).

ჩატარებული ცდების მიხედვით, მდინარის წყალში, სადაც  $\text{pH} < 6$ , გახსნილი Cd მთლიანად თავისუფალი კათიონის  $\text{Cd}^{2+}$ -ის ფორმით იმყოფებოდა, ხოლო როცა  $\text{pH} 6-8,2$  იყო დომინირებდნენ კარბონატული ფორმები, როგორცაა  $\text{CdHCO}_3$  და  $\text{CdCO}_3$ .  $8,2-10$   $\text{pH}$ -ის პირობებში Cd მთლიანად წარმოდგენილი იყო მხოლოდ ნეიტრალური  $\text{CdCO}_3$ -ის სახით, რადგან კადმიუმი ნაკლებად წარმოქმნის კომპლექსს ორგანულ ნივთიერებებთან Ca-ის კონკურენციის პირობებში და მხოლოდ მცირე ნაწილი შეიძლება შეუერთდეს ორგანულ ნაერთებს (Bradl, 2005).

ნიადაგში კადმიუმის დაბალი კონცენტრაციის პირობებში ხდება მათი შთანთქმა ნიადაგის მიერ, რაზეც დიდ გავლენას ახდენს არის მჟავიანობა.  $\text{pH}$ -ის ერთი ერთეულით გაზრდისას ნიადაგის მიერ კადმიუმის შთანთქმა იზრდება დაახლოებით სამჯერ (Bradl, 2005). საერთოდ Cd-ის ხსნადობა ნიადაგში მცირდება  $\text{pH}$ -ის ზრდასთან ერთად (Street et al., 1978), კარბონატული ნიადაგებისთვის ყველაზე დაბალი მაჩვენებელი დაფიქსირდა  $\text{pH}=8,4$  პირობებში. მსუბუქ ნიადაგებში Cd-ის შთანთქმა უფრო მეტად მიმდინარეობს, ვიდრე მძიმე

მექანიკური შედგენილობის ნიადაგებში. ქვიშნარ ნიადაგებში  $\text{CdCO}_3$ -ს სახით Cd-ის დალექვა კათიონების დაბალი გაცვლითუნარიანობის პირობებში, ორგანული ნივთიერებების დაბალი შემცველობისას და ტუტე pH დროს ზღუდავს კადმიუმის ხსნადობას მისი მაღალი კონცენტრაციისას (McBride, 1980).  $\text{Cd}^{2+}$  ქცევის შესწავლამ  $\text{CaCO}_3$ -ის შემცველობისას აჩვენა რომ  $\text{Cd}^{2+}$ -ის პირველადი ქიმიური შთანთქმა  $\text{CaCO}_3$ -ის მიერ ძალიან სწრაფად მოხდა, თუმცა  $\text{CdCO}_3$ -ის დალექვა Cd-ის მაღალი შემცველობისას საკამოდ ნელა მიმდინარეობდა (Garcia-Miragaya, Page, 1976).

$\text{Cl}^-$ -ის თანაარსებობისას კადმიუმი წარმოქმნის უმუხტო ( $\text{CdCl}_2$ ) და უარყოფითად დამუხტულ  $\text{CdCl}_3^-$ ,  $\text{CdCl}_4^-$  და ა.შ. კადმიუმის ქლოროვანი ფორმები უფრო ნაკლებად აბსორბირდება ვიდრე  $\text{Cd}^{2+}$  (Bradl, 2005). კადმიუმის შთანთქმაზე ასევე გავლენას ახდენს ისეთი ორგანული ნაერთები, როგორცაა ეთილენდიამინტეტრააცეტატმჟავა (EDTA), (NTA) ან სხვ. (Holm et al., 1996). კადმიუმის შთანთქმაზე ასევე მნიშვნელოვნად მოქმედებს მისი კონკურენტი კათიონების კალციუმის და თუთიის თანაარსებობა. ამ კათიონებს შეუძლიათ კონკურენცია გაუწიონ Cd-ს ნიადაგში შთანთქმის დროს ან უნარი შესწავთ გამოაძევეონ იგი ნიადაგიდან (Santillan-Medrano, Jurinak, 1975; Milberg et al., 1978).

**სპილენძი.** სპილენძი რიგით 29-ე ელემენტია პერიოდულ სისტემაში. იგი მოწითალო, წელვადი, დრეკადი ლითონია, კარგი თბო და ელქტროგამტარობით. იგი მიეკუთვნება I ჯგუფის მეორე ქვეჯგუფს. Cu-ის ატომური მასა შედაგენს 63.55, ღებობის ტემპერატურა  $1083^{\circ}\text{C}$  და სიმკვრივე – 8.96 გრ/სმ<sup>3</sup>. არსებობს სპილენძის ორი ბუნებრივი იზოტოპი  $\text{Cu}^{63}$  და  $\text{Cu}^{64}$ , შესაბამისად შემდეგი ფარდობითი შემცველობით 69.1% და 30.9%. რადიოაქტიურ იზოტოპ  $\text{Cu}^{64}$ -ს გაჩნია მცირე

ნახევრდაშლის პერიოდი (128 სთ). Cu არსებობს ერთ და ორვალენტიანი ქანგეულების სახით. ორვალენტიანი ფორმით იგი იზომორფულია  $Zn^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  და  $Fe^{2+}$  იონებთან. Cu წარმოქმნის სხვადასხვა სახის სუფიდებს, სუფატებს და გვხვდება თვითნაბადი სახითაც. სპილენძის ყველაზე გავრცელებული მინერალია ქალკოპირიტი ( $CuFeS_2$ ), რომელიც შეიცავს 34% სპილენძს.

სპილენძი ნიადაგში შეიძლება არსებობდეს სხვადასხვა ფორმით, რომლებიც განაწილებულია ნიადაგის ხსნარსა და მყარ ფაზას შორის. სპილენძის განაწილება ნიადაგში ძირითადად დამოკიდებულია ნიადაგში ორგანული ნივთიერებების არსებობაზე და ასევე Mn და Fe-ის ოქსიდებზე. Cu ძლიერ მიზიდულობას ამჟღავნებს ნიადაგის ჰუმუსის მიმართ, რის გამოც იგი სხვა ლითონებთან შედარებით ყველაზე მეტი რაოდენობით გვხვდება ორგანულ ფრაქციაში, მაშინაც კი, როდესაც მისი საერთო შემცველობა საკმაოდ მცირეა (McGrath et al., 1998).

Cu-ის ნიადაგში დამაგრებისთვის ყველაზე მნიშვნელოვანია Fe-ის და Mn-ის ოქსიდები, ორგანული ნივთიერებები და კარბონატები, ხოლო თიხამინერალები და ფოსფატები უფრო ნაკლებად (Jenne, 1968). შთანთქმის მაქსიმუმი ნიადაგის ნაწილებს შორის მცირდება შემდეგი თანმიმდევრობით: Mn-ის ოქსიდები > ჰუმუსი > Fe-ის ოქსიდები > თიხამინერალები. (Cu-ის შემთხვევაში სპეციფიკურ შთანთქმას გაცილებით მეტი მნიშვნელობა აქვს ვიდრე არასპეციფიკურ შთანთქმას მაგ. კათიონურ გაცვლას). Mn-ის ოქსიდები და ნიადაგის ორგანული ნაწილი ძირითადად ამაგრებს Cu-ს არაგაცვლით ფორმაში. თუ ნიადაგის ხსნარში არსებობს ხსნად ორგანულ ნივთიერებებთან კომპლექსში (Hodgson et al., 1966). ორგანული ნივთიერებების კომპლექსაცია ჰუმატურ და ფულვატურ მჟავებად წარმოადგენს სპილენძის დაკავების ეფექტურ ფორმას ნიადაგში. დადგენილია, რომ

Cu უფრო ინტენსიურად კოპლექსირდება ჰუმუსის ჰუმატურ ნაწილთან (Hodgson et al., 1966) სხვა ლითონებთან შედარებით.

სინთეზური ორგანული მჟავები, როგორცაა EDTA (ეთილენდიამინტეტრააცეტატმჟავა) და DTPA (დიეთილენტრიამინ-პენტააცეტატმჟავა) და სხვები წარმოქმნიან მძიმე ლითონებთან ხელატურ ნაერთებს, თუმცა მათი მდგრადობა წარმოადგენს ნიადაგის pH-ის ფუნქციას. CuDTPA არამდგრადია მჟავე ნიადაგებში, საშუალოდ მდგრადია სუსტად მჟავე ნიადაგებში და მდგრადია ტუტე და კარბონატულ ნიადაგებში. მაშინ, როცა CuEDTA უფრო მდგრადია სუსტად მჟავე და ნეიტრალურ არეში (pH 6.1-7.3). მჟავე ნიადაგებში 5.7-ზე დაბალი მჟავიანობისას CuEDTA არამდგრადი ხდება მას შემდეგ, რაც Cu-ს ჩაენაცვლება Fe.

*მანგანუმი.* მანგანუმის რიგითი ნომერია 25, ატომური მასა – 54.94, ღლობის ტემპერატურა –  $1244 \pm 3^{\circ}\text{C}$  და სიმკვრივე – 7.2 გ/სმ<sup>3</sup>. იგი მიეკუთვნება პერიოდული სისტემის VII ჯგუფის მთავარ ქვეჯგუფს (და ქიმიური თვისებებით ჰგავს მის მეზობელ რკინას). მანგანუმი ნაერთებში არსებობს I, II, III, IV, VI და VII ვალენტიანი სახით. II, IV, VI და VII ვალენტიანი ფორმით იგი წარმოქმნის ყველაზე მდგრად მარილებს. მისი ოქსიდებიდან MnO და Mn<sub>2</sub>O<sub>3</sub> ფუძეა, ხოლო მაღალი ჟანგეულები მჟავე. Mn მოთეთრო-ნაცრისფერი, ძლიერ მსხვრევადი და ჰაერზე ადვილად ჟანგვადი ლითონია.

Mn-ის ბიოქიმია ნიადაგში ძალიან რთულია, რაც განპირობებულია შემდეგი ფაქტორებით: Mn შეიძლება არსებობდეს რამდენიმე ჟანგვითი ფორმით, Mn-ის ოქსიდებს შეუძლიათ იყონ რამდენიმე კრისტალური და ფსევდოკრისტალური სახით, ოქსიდებს უნარი აქვთ წარმოქმნან დანალექები Fe-ის ოქსიდებთან ერთად. Fe და Mn-ის ოქსიდები ამჟღავნებენ ამფოტერულ თვისებებს და ურთიერთქმედებენ როგორც კათიონებთან, ისე ანიონებთან, ჟანგვა-



აღდგენითი რეაქციები Mn-ის მონაწილეობით განიცდის სხვადასხვა სახის ბიოლოგიურ, ქიმიურ და მიკრობიოლოგიურ ზეგავლენას. თუმცა Mn-ის შთანთქმა უფრო რთულია, რადგან იგი წარმოქმნის უხსნად ოქსიდებს pH-ისა და Eh (ელექტროგამტარობის) პირობების შესაბამისად. უმეტეს მჟავე და ტუტე ნიადაგებში  $Mn^{2+}$  დომინირებს ნიადაგის ხსნარში სხვა ფორმებთან შედარებით.

Mn-ის შთანთქმა  $A_0$  ჰორიზონტში (0-4 სმ) იზრდებოდა, რაც განპირობებულია ძლიერი კათიონური გაცვლით (CEC) ორგანული ნივთიერებების და Fe-ის ამორფული ოქსიდების მაღალი შემცველობით. შთანთქმა იზრდება pH-ის ზრდისას, რაც აიხსნება  $Mn^{2+}$ -ის გაზრდილი ჰიდროლიზით, Mn-ის დალექვის ალბათობის მატებით და გაცვლითი კომპლექსის გაზრდილი უარყოფითი მუხტით. Mn ძლიერ შთანთქმება თიხა მინერალების მიერ, რაც ძლიერდება pH-ის ზრდისას (Willett, Bond, 1995).

საერთოდ Mn-ის შთანთქმას ნიადაგში შეიძლება ხელი შეუწყოს რამდენიმე პროცესმა. პირველი, Mn-ის დაჟანგვამ მაღალვალენტოვან ოქსიდებად და/ან უხსნადი ნაერთების დალექვამ (რაც დამოკიდებულია დატენიანება-გამოშრობაზე) და მეორე, თიხა მინერალების კრისტალურ ბადეზე და გაცვლით ნაწილზე აღსრობციამ. კარბონატულ ნიადაგებში შეიძლება მთავარი როლი ითამაშოს  $CaCO_3$ -ზე ქიმიურმა შთანთქმამ და შემდეგ  $MnCO_3$ -ად დალექვამ. ორგანული, ხელაციის უნარის მქონე ნაერთების არსებობა არ იძლევა ნიადაგში მდგრადი კომპლექსის წარმოქმნის საშუალებას Mn-თან, რადგან Fe-სა და Ca-ს შეუძლიათ ჩაენაცვლონ Mn-ს (Norvell, Lindsay, 1972).

**ნიკელი.** ნიკელის ატომური ნომერია 28, ატომური მასა 58.71, სიმკვრივე 8.9 გ/სმ<sup>3</sup> და ღვობის ტემპერატურა 1453 °C. იგი მიეკუთვნება ე.წ. რკინა-კობალტის ჯგუფს (VIII) პერიოდულ სისტემაში. Ni

მოვერცხლისფრო-თეთრი, მყარი, წელვადი, დრეკადი, რკინამაგნიტური ლითონია. იგი უხსნადია წყალში მაგრამ ხსნადია განზავებულ აზოტმჟავაში, სუსტად ხსნადია მარილმჟავაში და გოგირდმჟავაში და უხსნადია ამონიუმმჟავაში. არსებობს ხუთი სტაბილური იზოტოპი შემდეგი ფარდობითი შემცველობით:  $Ni^{58}$  (68.27%),  $Ni^{60}$  (26.10%),  $Ni^{61}$  (1.13%),  $Ni^{62}$  (3.59%) და  $Ni^{64}$  (0.94%). იგი ჩვეულებრივ გვხვდება ნულოვანი ან მეორე ჟანგვითი ხარისხით, I და III ჟანგვითი ხარისხი შეიძლება არსებობდეს ცალკეულ პირობებში, მაგრამ არამდგრადია წყალხსნარებში. ყველაზე გავრცელებული Ni-ის ფორმა წყალში ხსნად ნაერთებში არის  $Ni^{2+}$ . ნიკელი ადვილად წარმოქმნის კომპლექსებს ორგანულ ფუნქციონალურ ჯგუფებთან, მაგრამ არაორგანულ ჯგუფებთან კომპლექსები მცირე ხარისხით იქმნება ( $OH^- > SO_4^{2-} > Cl^- > NH_3$ ).

ნიადაგში ნიკელი გვხვდება რამდენიმე ქიმიური ფორმით. ნიადაგის ხსნარში ნიკელი არსებობს თავისუფალი იონური სახით ( $Ni^{2+}$ ) ან განიცდის კომპლექსაციას ორგანულ და არაორგანულ ფუნქციონალურ ჯგუფებთან. Ni (II) მდგრადია pH-ის და ჟანგვა-აღდგენითი პოტენციალის ცვლილების მიმართ. ნიკელის შთანთქმა ნიადაგში ძლიერაა დამოკიდებული pH-ზე.

**ტყვია.** ტყვია მოლურჯო-ნაცრისფერი, მზინვარე ლითონია, რიგითი ნომრით 82. იგი არის რბილი, პლასტიკური, დრეკადი, სუსტი ელექტროგამტარი და ძლიერ მედეგი კოროზიის მიმართ. Pb მიეკუთვნება პერიოდული სისტემის IV ჯგუფის მთავარ ქვეჯგუფს, მისი ატომური მასაა 207.2, ლღობის ტემპერატურა  $328^{\circ}C$  და სიმკვრივე 11.4 გრ/სმ<sup>3</sup>. იგი გვხვდება ორი ჟანგვითი ხარისხით, II და IV. უმეტეს არაორგანულ ნაერთებში იგი ორვალენტოვანია. მას გააჩნია ოთხი სტაბილური იზოტოპი:  $Pb^{204}$ ,  $Pb^{206}$ ,  $Pb^{207}$  და  $Pb^{208}$ , შემდეგი ფარდობითი შემცველობით 1.4%, 23.6%, 22.6%, 52.3%. ორი რადიოაქტიური იზოტოპი

არსებობს მიკროდოზებში.  $Pb^{210}_{t1/2=22}$ წელი და  $Pb^{212}_{t1/2=10}$ სთ. მისი ქლორიდები და ბრომიდები მცირედსხნადია წყალში, თუმცა კარბონატები და ჰიდროქსიდის მარილები ყოველთვის უხსნადია.

ტყვიის ქიმია ნიადაგში განპირობებულია სამი მთავარი ფაქტორით: სპეციფიკური შთანთქმით სხვადასხვა მყარი ფაზის მიერ ძნელადხსნადი და მყარი ნაერთების დალექვით და ნიადაგის ორგანულ ნაწილთან შედარებით მდგრადი კომპლექსების ან ხელატების წარმოქმნით. Pb განიცდის ჰიდროლიზს დაბალი pH-ის დროს და pH 9-ის ზემოთ ხდება  $Pb(OH)_2$ -ის წარმოქმნა, მაშინ როცა pH 6-დან 10-მდე დიაპაზონში  $Pb(OH)^+$  დომინირებს. კარბონატების შემცველობა ნიადაგში მნიშვნელოვან როლს ასრულებს Pb-ის ქცევაზე. არაკარბონატულ ნიადაგებში ტყვიის ხსნადობა განისაზღვრება ტყვიის ჰიდროქსიდებით და ფოსფატებით, როგორცაა  $Pb(OH)_2$ ,  $Pb_3(PO_4)_2$ ,  $PbO(PO_4)_2$ , ან  $Pb_5(PO_4)_3OH$ , რაც დამოკიდებულია pH-ზე. pH-ის ზრდასთან ერთად შესაძლებელია ტყვიის ორთოფოსფატის, Pb ჰიდროქსიპირომორფიტის და ასევე  $PbCO_3$ -ის (კარბონატულ ნიადაგებში) წარმოქმნა (Elkhabit, Elshebiny, Balba, 1991). Mn-ის და Fe-ის ოქსიდების არსებობამ შეიძლება მთავარი როლი ითამაშოს ნიადაგში ტყვიის შთანთქმაზე. ექსპერიმენტმა აჩვენა, რომ ტყვიის შთანთქმა სინთეზური მანგანუმის ოქსიდებზე 40-ჯერ უფრო მეტი იყო რკინის ოქსიდებთან შედარებით, ხოლო Pb-ის შთანთქმა მოხდა გაცილებით უფრო ძლიერად, ვიდრე სხვა შესწავლილი ლითონების (Co, Ca, Mn, Ni და Zn) (Mckenzie, 1980). არსებობს სამი შესაძლო მექანიზმი, რომელსაც შეუძლია განაპირობოს Pb-ის დაკავება Mn-ის ოქსიდებზე: 1) ძლიერი სპეციფიკური შთანთქმა, 2) განსაკუთრებული აფინიტეტი (მიზიდულობა) Mn-ის ოქსიდებისადმი (Mckenzie, 1970, Mckenzie, 1975) და 3) ზოგიერთი Pb-Mn-იანი მინერალების ფორმირება, როგორცაა კორონადიტი.

ნიადაგის ორგანული ნივთიერებების არსებობა ასევე მნიშვნელოვან როლს ასრულებს Pb-ის შთანთქმაში. ნიადაგის ორგანულმა ნივთიერებებმა შეიძლება დაამაგრონ Pb სპეციფიკური შთანთქმის რეაქციით, ისე როგორც Pb-ის ძვრადობას შეიძლება ხელი შეუწყონ გახსნილ ორგანულ ნივთიერებებთან ან ფულვომჟავებთან კომპლექსაციის გზით (Pinheiro, Mota, Benedetti, 1999; Liu, Gonzalez, 1999). Pb-ის ადსორბციაში  $\alpha$ - $\text{Al}_2\text{O}_3$ -ის მიერ ჩართულია რამდენიმე მექანიზმი. საერთოდ, ტყვიის შთანთქმის კინეტიკა ამჟღავნებს ორფაზოვან ქცევას. დასაწყისში სწრაფ რეაქციას მოჰყვება უფრო ნელი რეაქცია. ნელი შთანთქმის რეაქცია არ არის გამოწვეული Pb-ის ზედაპირზე დალექვის გამო, მაგრამ შეიძლება განპირობებულ იქნას შიდა დიფუზიით, რომელიც ხასიათდება ნელი რეაქციით მის მიმართ სუსტი მიზიდულობის გამო და სავარაუდოდ დამატებითი შთანთქმითი ზედაპირის ფორმირების შედეგად, რაც თავის მხრივ გამოწვეულია  $\alpha$ - $\text{Al}_2\text{O}_3$ -ის ნელი ტრანსფორმაციით ნაკლებ რეაქციისუნარიან მყარ ფაზად. დასაწყისში სწრაფი რეაქცია უფრო მეტად გამოწვეულია ქიმიური რეაქციით ადვილად მისაწვდომ ზედაპირზე (Strawn, Scheidegger, Sparks, 1998). Pb ამჟღავნებს ძლიერ მიზიდულობას თიხების, ტორფის, Fe-ის ოქსიდების და ჩვეულებრივ ნიადაგების მიმართ (Basta, Tabatabai, 1992; Sauve et al., 2000). ტყვიის ფოსფატები აღმოჩნდნენ ტყვიის ყველაზე მდგრადი ნაერთები გარემოში, რომლებიც ხასიათდებიან მცირე ხსნადობით, რაც ფართოდ გამოიყენება ტყვიით გატყუციანებული ნიადაგების გაწმენდისას (Bradl, 2005).

*თუთია.* თუთიის ატომური ნომერია 30, ატომური მასა 65.38, ღებობის ტემპერატურა  $420^\circ\text{C}$  და სიმკვრივე 7.13 გრ/სმ<sup>3</sup>. იგი მიეკუთვნება II ჯგუფის მეორე ქვეჯგუფს პერიოდულ სისტემაში და გვხვდება ორვალენტიანი ფორმით მის ყველა ნაერთში. თუთია არის მოლურჯო-თეთრი რბილი ლითონი, რომელიც შეიცავს 5 მდგრად

იზოტოპს შემდეგი პროცენტული განაწილებით:  $Zn^{64}$  (48.89 %),  $Zn^{66}$  (27.81 %),  $Zn^{67}$  (4.11 %),  $Zn^{68}$  (18.65 %) და  $Zn^{70}$  (0.62 %). ექვსი რადიოაქტიური იზოტოპია:  $Zn^{62}$ ,  $Zn^{63}$ ,  $Zn^{65}$ ,  $Zn^{69}$ ,  $Zn^{72}$  და  $Zn^{73}$ . თუთიის ჟანგის ხარისხი ბუნებში არის II,  $Zn^{2+}$  იონი უფეროა. ტუტე არეში თუთიის ჰიდროქსიდი ილექება. დამატებით წარმოიქმნება ცინკატ-იონი  $Zn(OH)_4^{2-}$  და რადგან იგი ამფოტერული ბუნებისაა, Zn წარმოქმნის წყალში ხსნად ქლორატებს, ქლორიდებს და ნიტრატებს, მაშინ როცა ოქსიდები, კარბონატები, ფოსფატები და სილიკატები წყალში შედარებით უხსნადია. შთანთქმა მნიშვნელოვანი ფაქტორია თუთიის ნიადაგში დაგროვებისათვის, რომელზეც ზემოქმედებს ისეთი ფაქტორები, როგორცაა pH, თიხა მინერალების შემცველობა, კათიონური გაცვლის სიმძლავრე, ნიადაგის ორგანული ნაწილი და ნიადაგის ტიპი. თიხა მინერალების შთანთქმის სიძლიერე ცვალებადია განსხვავებული კათიონური გაცვლის სიმძლავრის, სპეციფიკური ზედაპირის ფართობის და ძირითადი სტრუქტურული აღნაგობის მიხედვით. (2:1) თიხები როგორცაა მონტმორილონიტი და ილიტი ამჟღავნებენ თუთიის უფრო მაღალ ფიქსაციის უნარს, ვიდრე კაოლინიტი (1:1 მინერალი). ეს ფაქტი შეიძლება აიხსნას Zn-ის დაკავებით თიხის შიდაკარისტალური ბადის განაპირა ზონაში, როდესაც იგი ფართოვდება დასველებისას და იკუმშება შრობისას (Reddy, Perkins, 1974). თიხაზე დამაგრებული Zn-ის ნაწილი, რომელიც დაკავშირებულია ზედაპირულ ფუნქციონალურ ჯგუფებთან, ხასიათდება როგორც ძირითადად გარდაქმნის უნარის მქონე ფორმა, ხოლო დანარჩენი შებოჭილია კრისტალური ნაწილით და არაგაცვლითი ფორმით არსებობს (Tiller, Hodgson, 1962). კარბონატულ და ტუტე ნიადაგებში თუთიის მიუწვდომლობა განპირობებულია მისი შთანთქმით კარბონატების მიერ, Zn-ის ჰიდროქსიდის ან კარბონატების დალექვით, ან უხსნადი კალციუმის ცინკატის წარმოქმნით (Adriano,

2001). ჰიდროქსიდების ზედაპირის მუხტი ძლიერაა დამოკიდებული pH-ზე და იზრდება მის ზრდასთან ერთად. Zn-ის დაგროვებას ნაწილობრივ იწვევს ნიადაგში მჟანგავი ზედაპირების არსებობა, რომელთა თიხის ფრაქციაში დომინირებს სილიკატების ფენა (McBride, Blasiak, 1979). ხელაციის უნარის მქონე ნაერთები, ბუნებრივი თუ ხელოვნური, მნიშვნელოვან როლს ასრულებენ Zn-ის ძვრადობაში. თუთია ასევე წარმოქმნის კომპლექსებს  $Cl^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $NO_3^-$  და  $SO_4^{2-}$ -თან (Lindsay, 1979).

ვინაიდან ნიადაგის სუსპენზიაში EDTA-ს არსებობა აქვეითებს Zn-ის შთანთქმას ნიადაგის მიერ, სავარაუდოა რომ თუთია ქმნის ძლიერ კომპლექსებს EDTA-სთან და ამგვარად, ამცირებს მის მიზიდულობას შთანთქმითი ზედაპირისადმი (Elrashidi, O'Connor, 1982). აღნიშნულის საპირისპიროდ Zn-ის ნაერთები  $Cl^-$ ,  $NO_3^-$  და  $SO_4^{2-}$ -თან არ ახდენს მნიშვნელოვან გავლენას Zn-ის შთანთქმაზე (Bradl, 2005).

#### 1.4 მძიმე ლითონების მნიშვნელობა ცოცხალი ორგანიზმებისათვის

*კადმიუმი.* ადამიანისთვის კადმიუმი საჭიროა მიკროდოზებში. ის არეგულირებს სისხლში შაქრის შემცველობას, მაგრამ გადიდებულ კონცენტრაციებში ნებისმიერ მდგომარეობაში კადმიუმი ძლიერ ტოქსიკურია (ურუშაძე, 2001).

*სპილენძი.* სპილენძი ერთ-ერთი ყველაზე კარგად ცნობილი მიკროელემენტია Zn, Mn, Fe, B, Mo და Cl-თან ერთად, რომლებსაც სასიცოცხლო მნიშვნელობა აქვთ მცენარის კვებაში (Sommer, 1931; Lipman, McKinney, 1931), თუმცა ისინი საჭიროა მხოლოდ მცირე რაოდენობით 5-20 მგ/კგ. 4 მგ/კგ-ზე ნაკლები კონცენტრაცია მიჩნეულია დეფიციტად და 20 მგ/კგ-ზე მეტი – ტოქსიკურად (Mortvedt et al., 1972). Cu შედის მცენარეული ფერმენტების შემადგენლობაში, რომლებიც უზრუნველყოფენ სხვადასხვა ფიზიოლოგიურ პროცესებს მცენარეში,

როგორცაა ფოტოსინთეზი, სუნთქვა, უჯრედის კედლების მეტაბოლიზმი, თესლის წარმოქმნა და სხვ. (Bradl, 2005).

ადამიანებში სპილენძი საჭიროა სხადასხვა სპილენძშემცველ ფერმენტებში, როგორცაა პეროქსიდაზა I და II, რომელიც კატალიზატორის როლს ასრულებს  $Fe^{2+}$ -ის  $Fe^{3+}$ -ად დაუანგვის დროს, ციტოქრომ C ოქსიდაზა, რომელიც სუნთქვის პროცესის დამამთავრებელი ფერმენტია. ლიზილოქსიდაზა და სხვ. Cu-ის ნაკლებობა ადამიანში იწვევს ანემიას, დარღვევებს ძელოვან და გულსისხლძარღვთა სისტემებში, გონებრივი და ნერვული სიტემის დაზიანებას და დეფექტურ თმის ცვენას (Bradl, 2005).

*მანგანუმი.* Mn აუცილებელი მიკროელემენტია მცენარეებისთვის, რომელიც ახდენს ორგანული მუავების და ცვლისთვის საჭირო მრავალი ფერმენტის აქტივაციას. იგი ასევე საჭიროა ფოტოსინთეზის დროს  $O_2$ -ის გამოყოფისთვის (ჰილის რეაქცია, რომლის დროსაც ხდება ქლოროპლასტებში სინათლის სხივით ელექტრონების ინდუქცია). Mn ასევე მნიშვნელოვანია ფესვის და ფოთლების სოკოვანი დაავადებების მიმართ გამძლეობის გამოსამუშავებლად (Bradl, 2005).

Mn ასევე აუცილებელი ელემენტია ცხოველებისა და ადამიანისთვის. თუ ნორმალური კვების რეჟიმი შენარჩუნებულია, Mn-ის დეფიციტი ძალზედ იშვიათია. კონცენტრაციებს შორის სხვაობა ორგანოებს ან ბავშვებსა და მოზრდილებს შორის მცირეა (Kinniburgh, Jeckson, 1978). ჩაი მიჩნეულია, როგორც Mn-ით განსაკუთრებულად მდიდარი მცენარე. ერთი ფინჯანი ჩაი შეიცავს 0.3-დან 1.4 მგ-მდე Mn-ს. Mn თანამონაწილეობს რიგი ფერმენტების ფუნქციონირებაში, როგორცაა ჰიდროლაზები, კინაზები, დეკარბოქსილაზები და რამდენიმე ლითონურ ფერმენტში (Bradl, 2005).

*ნიკელი.* ნიკელი სასიცოცხლო ელემენტია მცენარეების და ცხოველებისთვის. იგი შედის ურეაზას, მეთილკოენზიმრედუქტაზას, ჰიდროგენაზას და ნახშირუანგის დეჰიდროგენაზას შემადგენლობაში (Nieboer, Nriagu, 1992). ნიკელის ნაკლებობის სიმპტომები მცენარეში სხვადასხვაა და მოიცავს ზრდის შენელებას, ადრეულ დაბერებას, რკინის შემცირებულ დონეს ქსოვილებში, ქლოროზს და ნეკროზს (Bradl, 2005).

*ტყვია.* არ არსებობს მნიშვნელოვანი მტკიცებულება იმისა, რომ ტყვია ასრულებს რაიმე სასიცოცხლო როლს ცოცხალ ორგანიზმთა ნივთიერებათა ცვლაში (Alloway, 1989).

*თუთია.* თუთია სასიცოცხლო ელემენტია, როგორც მცენარეებისათვის, ისე ცხოველებისათვის. თუთია მონაწილეობს სხვადასხვა ლითონურ ფერმენტში, ციტოპლაზმური რიბოსომების მდგრადობაში და ფესვის უჯრედების პლაზმის მემბრანაში. იგი ასრულებს კატალიზატორის ფუნქციას ჟანგის პროცესში და ცილის სინთეზის დროს, ისევე როგორც კარბოჰიდრატების გარდაქმნისას (Bradl, 2005).

თუთია აუცილებელი ელემენტია ადამიანისთვის. დღემდე აღრიცხულია თუთიის 200-ზე მეტი ფერმენტი და ცილა ორგანიზმში (Hambidge et al., 1986). თუთიის ნაკლებობა არაადექვატური კვების რეჟიმის შედეგია, განსაკუთრებით ზრდის, ორსულობის, და ლაქტაციის პერიოდში. Zn-ის ნაკლებობის სიმპტომები მოიცავს დერმატიტს, ანემიას, ჭრილობის შეხორცების უნარის დაქვეითებას, სასქესო ორგანოების არასრულ განვითარებას და ნეიროფიზიოლოგიურ მოშლილობას (Prasad et al., 1961).



## 1.5 მძიმე ლითონების ტოქსიკური ზემოქმედება ცოცხალ ორგანიზმებზე

*კადმიუმი.* კადმიუმი ცნობილია, როგორც ტოქსიკური ელემენტი მცენარეებისთვის, უხერხემლო და ხერხემლიანი ცხოველებისთვის უფრო მცირე დოზებში, ვიდრე მაგ. Zn, Pb ან Cu. ფიტოტოქსიკურობა ძირითადად დამოკიდებულია მცენარის სახეობაზე და Cd-ის კონცენტრაციაზე გარემოში. კადმიუმით მცენარის მოწამვლის სიმპტომებია ქლოროზით და ნეკროზით დაავადება, ჭკნობა, ფოთლების წითელ-ნარინჯისფერი შეფერვა და ზრდის შენელება, რაც აღწერილია სხვადასხვა სახეობებისთვის, როგორცაა ხორბალი (ურუშაძე, 2001) ბრინჯი და თვის ბოლოკი (Chino, Baba, 1981; Khan, Frankland, 1983).

კადმიუმი ერთვება მცენარის მეტაბოლურ პროცესებში, რაც იწვევს ფესვის ზრდის შენელებას, სუბერიზაციას, ფესვის სტრუქტურის შიდა და გარე დაზიანებას, შემცირებულ წყლის გამტარობას, ცვლილებებს საკვების შთანთქმასა და გადაადგილებაში, რაც იწვევს კვების ბალანსის დარღვევას, ქლოროფილის შემცველობის შემცირებას, ცვლილებებს ფოტოსინთეზთან დაკავშირებულ ენზიმატურ აქტივობაში, ბაგეების გახსნასა და გამტარუნარიანობის დაქვეითებას (Waisel et al., 1991; Marchiol et al., 1996; Van Assche, Clijsters, 1990; DeVos et al. 1991; Lagriffoul, 1998). ხე-მცენარეები ასევე მგრძობიარენი არიან ნიადაგში Cd-ის მაღალ კონცენტრაციაზე, მაგრამ უფრო დიდი შემცველობისას ვიდრე სასოფლო-სამეურნეო და ბაღჩეული კულტურები.

ადამიანის ორგანიზმში Cd ერთვება Ca-ის, D ვიტამინის და ქსოვილების შემაერთებელი ცილოვანი ნივთიერებების მეტაბოლიზმში და იწვევს ძვლების დეგენერაციას, როგორცაა ოსტეომალაქია (ძვლების დარბილება). რომლის დამადასტურებელი ერთ-ერთი თვალსაჩინო მაგალითია მდ. ჯინცუს აუზი იაპონიაში, სადაც Cd

ზემოქმედებდა მოსახლეობაზე 30 წლის განმავლობაში. Cd-ის შემცველი მდინარის წყალი გამოიყენებოდა ბრინჯის ნათესების სარწყავად, რამაც გამოიწვია იტა-იტაით დაავადება (Takijima, Katsumi, 1973).

Cd გამოდევნის Ca-ს ორგანიზმიდან შარდთან ერთად. მისი ხანგრძლივი ზემოქმედება გავლენას ახდენს თირკმელებზე, ფილტვებზე და იწვევს ცილოვან შარდვას, გლომერალური ფილტრაციის დაქვეითებას და ემფიზემას. თამბაქო შეიცავს დაახლოებით 1 მგ/კგ Cd-ს. ერთი კოლოფი სიგარეტის მოწვეისას ორგანიზმში ხვდება დაახლოებით 3 მიკროგრამი Cd (Friberg et al., 1971). ზოგადად, Cd-ის გადასვლა სასურსათო კულტურებში უმთავრესი პრობლემაა, რადგან ამ კულტურების მოხმარება წარმოადგენს მოსახლეობის Cd-ით მოწამვლის მთავარ გზას. კადმიუმი ზრდის სისხლის წნევას, გააჩნია კანცეროგენური თვისებები, გროვდება თირკმელებსა და ღვიძლში (ურუშაძე, 2001).

**სპილენძი.** წყლის ეკოსისტემაში თავისუფალი  $Cu^{2+}$ -ის იონი მიჩნეულია ყველაზე ტოქსიკურ ფორმად Cu-ის სხვა კომპლექსურ ფორმებთან შედარებით (Silen, Hansen, 1996; Ma et al., 1999). მიუხედავად იმისა, რომ Cu სასიცოცხლო ელემენტია ცხოველებისთვის, მისი კონცენტრაცია ტოქსიკურია წყლის სისტემაში 10-50-ჯერ უფრო მეტია, ჩვეულებრივთან შედარებით. თევზებში Cu ცვლის ჰემატოლოგიურ პარამეტრებს და ფერმენტატულ აქტივობას (Stouthart et al., 1996).

სპილენძის ტოქსიკური ზემოქმედება ადამიანზე ძალზედ იშვიათია და ჩვეულებრივ დაკავშირებულია ძროხის რძის ხანგრძლივ მიღებასთან და ორგანიზმის საკვებით არასაკმარის უზრუნველყოფასთან ორსულ ქალებში და მცირეწლოვან ბავშვებში (Bradl, 2005).

**მანგანუმი** Mn-ის ფიტოტოქსიკურობა მეტად მნიშვნელოვანია, რომელიც ხშირად თავს იჩენს Al-ის ტოქსიკურობისას. Al-ის და Mn-ის ტოქსიკურობა ყველაზე მნიშვნელოვანი ზრდის შემზღუდავი ფაქტორია მჟავე ნიადაგებში (Foy, Campbell, 1984).

Mn-ის ტოქსიკურობა ადამიანებში იშვიათია და ჩვეულებრივ ქრონიკული ინჰალაციის შედეგია. მაშინ, როცა საკვებთან ერთად მოხვედრილი Mn ნაკლებ ტოქსიკურია (Chang, 1996), შესუნთქული Mn შეიძლება ნეიროტოქსიკური იყოს სასუნთქი და სასქესო გზებისთვის, რადგან საგარაუდოდ შესუნთქული Mn პირველ რიგში გაივლის ტვინს, მაშინ როცა საკვების გზით მიღებული Mn გაივლის ღვიძლს, რომელსაც უნარი აქვს მისი გარდაქმნის და გაუვნებელყოფის. Mn-ით მოწამვლის სიმპტომები მსგავსია პარკინსონის დაავადების სიმპტომების, რაც გამოიხატება მოძრაობის კონტროლის დარღვევაში, სახის გამომეტყველებაში და ზოგიერთ ნეიროქიმიურ ფუნქციაში. Mn ასევე გამოიყენება ბენზინის დანამატად და ცვლის Pb-ის შენაერთებს, როგორცაა ტეტრაეთილ და ტეტრამეთილტყვია.

**ნიკელი.** გარემოში ულტრაფილტურ სუბსტრატზე (მაგ. პერიოდოტი ან სერპენტიტი) არსებობენ მცენარეები, რომლებიც ახდენენ Ni-ის ჰიპერაკუმულაციას ქსოვილებში, ზოგჯერ 1000 მგ/კგ-ზე მეტი კონცენტრაციით. დღეისათვის დაახლოებით 240 ასეთი სახეობაა ცნობილი, აქედან 76 *Brassicaceae*-ს ოჯახიდან, უმეტესად *Alyssum*-ის გვარიდან (48 სახეობა) და *Thlaspi* (23 სახეობა). Ni-ის კონცენტრაცია >50 მგ/კგ იწვევს ტოქსიკურ სიმპტომებს მცენარეებში (Bradl, 2005). თუთიის შემცველობა 200-300 მგ/კგ ტოქსიკური იონჯასა და ჭარხლისთვის, ხოლო 400 მგ/კგ მეტი – შვრიისთვის (ურუშაძე, 2001).

თევზებისთვის ხანგრძლივმა ნიკელის მიღებამ მცირე დოზებით შესაძლოა გამოიწვიოს ჩონჩხის შემცირებული კალციფიკაცია და

ასფიქსია (Moore, 1991). არსებობს ადამიანის ნიკელით მოწამვლის რამდენიმე სახე. Ni-ის ნაერთების შესუთქვა, როგორცაა  $[Ni(CO)_4]$ ,  $Ni_3S_2$ ,  $Ni_2O_3$ , იწვევს პნევმონიას, თირკმელზედა ჯირკვლის უკმარისობას, ფილტვების დახშობას, სასუნთქი გზების კიბოს და ასთმას. ნიკელთან ხანგრძლივი კონტაქტით გამოწვეული ყველაზე ხშირი დაავადებაა დერმატიტი (Sunderman et al., 1989).

**ტყვია.** ზოგადად ჩვეულებრივ გარემო პირობებში ტყვიის ფიტოტოქსიკურობა არ აღინიშნება. Pb არ წარმოადგენს სერიოზულ პრობლემას ნიადაგში, რადგან მას ახასიათებს ძლიერი მიზიდულობა ნიადაგის ორგანული ნივთიერებების მიმართ. გამონაკლისია წიაღისეულის მოპოვებისა და გადამუშავების ადგილები, სადაც მცენარეები განიცდიან ტყვიის მაღალი კონცენტრაციის გავლენას.

ხორბლის და ქერის მარცვალებში ტყვიის შემცველობა 5-8-ჯერ აღემატება ფონურ შემცველობას, კარტოფილის მკლავში 20-ჯერ, ხოლო ბოლქვში – 26-ჯერ, კომბოსტოსა და სტაფილოში – 4-7-ჯერ. ტყვიის დაგროვებაში ყველაზე მცირე განსხვავება ანომალურ და ფონურ ნაკვეთებზე აღინიშნებოდა მწვანე ხახვში. სასოფლო-სამეურნეო კულტურები, რომლებიც მოყვანილია საავტომობილო გზების გასწვრივ შეიცავენ 5-10-ჯერ მეტი რაოდენობით ტყვიას (ურუშაძე, 2001).

მიკროორგანიზმები უფრო მგრძობიარენი არიან ტყვიის მიმართ, ვიდრე მცენარეები (Strojan, 1978). შინაური ცხოველების, თევზებისა და ველური ბუნების წარმომადგენლებისთვის ტყვია არასპეციფიკური შხამია, რომელიც თრგუნავს მრავალ ფერმენტულ აქტივობას. ტყვიით მოწამვლა ჩვეულებრივ გავლენას ახდენს სისხლძარღვთა და ნერვულ სისტემაზე და განაყოფიერებაზე (Bradl, 2005). ტყვიის რაოდენობა, რომელიც უდრის საკვების მშრალი წონის 100 მგ/კგ, ითვლება ცხოველებისთვის ლეტალურ დოზად (ურუშაძე, 2001).

ადამიანისთვის ტყვიით მოწამვლა მთავარ ეკოლოგიურ საფრთხეს წარმოადგენს, განსაკუთრებით ჩვილებსა და მცირეწლოვან ბავშვებში. გზა, რომლითაც ტყვია ხვდება ორგანიზმში, დამოკიდებულია ტყვიის ქიმიურ და ფიზიკურ ფორმაზე. არაორგანული ტყვია უმეტესად ხვდება სუნთქვის და საკვების მიღების გზით, რომელიც არ გაივლის ბიოლოგიურ ტრანსფორმაციას, მაშინ როცა ორგანული ტყვია, მაგ. ტეტრაეთილტყვია, რომელსაც იყენებენ საწვავის დანამატად, აღწევს ორგანიზმში ძირითადად კანის და სუნთქვის გზით და გადამუშავდება ღვიძლში (Adriano, 2001). სისხლში მოხვედრის შემდეგ ტყვია უპირველესად შემდეგ ადგილებში გროვდება: თვით სისხლში, რბილ ქსოვილებში (კერძოდ თირკმელები, ძვლის ტვინი, ღვიძლი და ტვინი) და მინერალურ ქსოვილებში (ძვლები და კბილები). ტყვია აკუმულირდება ორგანიზმში მთელი სიცოცხლის მანძილზე და გამოიყოფა ძალიან ნელა. ამგვარად, Pb-ით მოწამვლა შეიძლება გამოიწვიოს ხანგრძლივად მცირე დოზებში მიღებამ. ტყვიით მოწამვლის სიმპტომებია საერთო დაღლილობა, თავბრუსხვევა, თავის ტკივილი, ღებინება, გონის დაკარგვა, მოლურჯო-მოშავო ზოლები ღრძილებზე და მკვეთრი ტკივილები. ტყვია ასევე ერთვება ჰემოგლობინის სინთეზში და ძლიერ არღვევს თირკმელების ფუნქციას. იგი გავლენას ახდენს ნაყოფის ჩასახვაზე და განვითარებაზე. ტყვიით მოწამვლა განსაკუთრებით ზემოქმედებს 6 წლამდე ბავშვებზე და დღემდე ვერ მოხერხდა უსფართხო დოზის შერჩევა (Bradl, 2005).

ტყვიის შემცველი ნაერთებიდან განსაკუთრებით შხამიანია ტეტრაეთილტყვია, რომელსაც უმატებენ ბენზინს დეტონაციის დასათრგუნავად. საწვავის 1 ლიტრის წვისას ჰაერში ხვდება 200-400 მკ ტყვია. წელიწადში ერთი ავტომანქანა საშუალოდ გამოტყორცნის 1 კგ ტყვიას. ადამიანის სისხლში ტყვიის ტოქსიკურ დოზად ითვლება 0.8 ნაწილი 1 მლნ. საკმარისია საკვებთან ერთად დღეში ადამიანმა

გადაყლაპოს ასეთი მტვრის 40 მგ და ამ ლითონის შემცველობა სისხლში გადააჭარბებს 0.4 ნაწილს 1 მლნ (ურუშაძე, 2001).

*თუთია.* თუ თუთიის კონცენტრაცია  $>100$  მგ/კგ, მაშინ შესაძლოა გამოვლინდეს ქლოროზის მსგავსი ფიტოტოქსიკური სიმპტომები (Benson, 1966).

Zn-ის ტოქსიკურობა ადამიანში ძალიან იშვიათია. Zn-ის დიდი რაოდენობით მიღებამ შეიძლება გავლენა იქონიოს ქოლესტერინის ცვლაზე (Bradl, 2005).

## 1.6 ფტორიდები, სულფატები, ნიტრატები, ქლორიდები და ფოსფატები ნიადაგში

*ფტორიდები.* ფტორი ყველაზე რეაქტივისუნარიანი უარყოფითად დამუხტული ელემენტია, რომელსაც შეუძლია გამოაძევეს ნაერთებიდან ყველა ელემენტი ჟანგბადის და აზოტის გარდა, ამგვარად, იგი არ მოიპოვება თავისუფალი სახით (Weinstaein, 2004).

ფტორი ფართოდაა გავრცელებული დადამიწის ქერქში ფტორონის სახით. სხვადასხვა ავტორთა აზრით იგი მე-13 (Smith, Hodge, 1979) ან მე-17 (Fleischer, 1953; Bell et al., 1970; NAS, 1971) ადგილს იკავებს დედამიწის ქერქში შემცველობის მიხედვით და გვხვდება ვულკანურ და დანალექ ქანებში 0.06%-0.09% რაოდენობით მასაზე გადაანაგრშებით ლითოსფეროს ზედა ფენაში (Kortnig, 1951). ფტორონს რამდენიმე ასეული მინერალი შეიცავს, თუმცა მათში ფტორის შემცველობა დიდ ფარგლებში მერყეობს. ყველაზე მაღალი შემცველობით გამოირჩევა LiF, რომელიც 73%-მდე ფტორს შეიცავს. თუმცა, წარმოებაში ძირითადად გამოიყენება ფტორიტი ( $\text{CaF}_2$ ), ფტორაპატიტი ( $\text{Ca}_{10}\text{F}_2(\text{PO}_4)_6$ ) და კრიოლოტი ( $\text{Na}_3\text{AlF}_6$ ) (Weinstaein, 2004).

ფტორი ბუნებრივი ელემენტია ნიადაგში, სადაც იგი ხვდება ქანების გამოფიტვის შედეგად, ვულკანური აქტივობისას, საწარმოო

გამონაბოლქვიდან (მაგ. ალუმინის, აგურის, ფოლადის, შუშისა და სასუქების მწარმოებელი ობიექტებიდან) და ფოსფოროვანი სასუქებიდან (Cronin et al., 2000; Loganathan et al., 2005). ფტორის ნაერთებიდან წარმოებაში ყველაზე მეტად გამოიყენება ფტორწყალბადმჟავა, რომელიც საჭიროა ქლორიდების შემცველი პროდუქტების მისაღებად (Weinstaein, 2004).

ლარსენისა და ვიდოუსონის მიხედვით ნიადაგებში ფტორის მთლიანი ფორმის საშუალო შემცველობა 300 მგ/კგ-ია (Larsen, Widdowson, 1971), თუმცა ბუნებრივად სუფთა ნიადაგებში ფტორის შემცველობა შესაძლოა 20-დან 400 მგ/კგ-მდე მერყეობდეს (Scheffer, Schachtschabel, 1989).

ფტორი ძალიან ძლიერ ადსორბირდება ნიადაგში (Barrow, 1986) და ამგვარად მისი შეთვისება მცენარეების მიერ მცირეა (Singh, 1990; McLaughlin et al., 1997; Loganathan et al., 2001; Xie et al., 2000). ბრიუერის (Brewer, 1966) აზრით ნიადაგში ფტორის საერთო ფორმების შემცველობის ცოდნა მხოლოდ აკადემიურ ინტერესს წარმოადგენს და რომ წყალში ხსნადი ფტორიდები მცენარის მიერ ფტორის შეთვისების ძირითადი წყაროა.

**სულფატები.** ნიადაგში გოგირდი არსებობს ორგანული ნაერთების, შთანთქმული სახით, ხოლო ნიადაგის ხსნარში  $\text{SO}_4^{2-}$  იონის ფორმით. რადგან მცენარეები შთანთქავენ გოგირდმჟავა იონს ნიადაგის ხსნარიდან, მისი შევსების განსაზღვრა ორგანული და შთანქმული გოგირდოვანი ნაერთებიდან მნიშვნელოვანია გოგირდით მცენარის უზრუნველყოფის დასადგენად. ზომიერ კლიმატურ რეგიონებში ნიადაგები ჩვეულებრივ შეიცავენ 0.1-დან 2.0 გ S/კგ (Brady, 1974). მშრალი რეგიონის ნიადაგები მეტ გოგირდს შეიცავენ, ტენიანი რეგიონის ნიადაგებთან შედარებით (შესაბამისად, 0.8 და 0.4 მგ/კგ-ის

ოდენობით) (Brady, 1974). მშრალი ჰავის ნიადაგებში გოგირდის ყველაზე გავრცელებული მინერალური ფორმაა თაბაშირი. ორგანულ გოგირდზე მოდის ნიადაგის გოგირდის უმეტესი წილი, საერთო შემცველობის >90%. ორგანული გოგირდის ძირითადი შემადგენელი ნაერთებია ეთერსულფატები, ამინომჟავებთან და ნახშირბადთან დაკავშირებული გოგირდი. ეთერსულფატები გაცილებით უფრო ხსნადია, ვიდრე ნახშირბადთან დაკავშირებული გოგირდი და მიხნეულია მცენარისთვის ხელმისაწვდომი გოგირდის მნიშვნელოვან წყაროდ.

შთანთქმული სულფატ-იონი ხვდება თიხამინერალების, ორგანული ნაწილის, რკინის და ალუმინის ოქსიდების დადებითად დამუხტულ გაცვლით ზედაპირებზე (Chao et al., 1962). ნიადაგის მიერ  $SO_4^{2-}$ -ის შთანთქმის სიძლიერე მცირდება ნიადაგის pH-ის და ფოსფორის შემცველობის ზრდასთან ერთად (Ensminger, 1954; Kamprath et al., 1956). სულფატ-იონის დაკავება მჟავე ნიადაგებში ძლიერდება Ca-ის გავლენით (Barrow, 1972; Ryden, Syers, 1976).

ატმოსფერული გოგირდის მთავარ წყაროს ოკეანეები (საერთო რაოდენობის 24%), ნიადაგები (35%), ვულკანები (7%) და წარმოება (35%) წარმოადგენს (Noggle et al., 1986). საწარმოების წილი გოგირდის ემისიაში განაგრძობს კლებას ინდუსტრიულ ქვეყნებში, რის გამოც მცირდება გარემოში გამოტყორცნილი გოგირდის საერთო რაოდენობა (Schung, 1991).

გოგირდი ხელმისაწვდომია მცენარისთვის, როდესაც ბაქტერიების მიერ ხდება მისი ელემენტარული ფორმის სულფატ-იონამდე დაჟანგვა (Starkey, 1966). დაჟანგვის ხარისხი დამოკიდებულია გოგირდის ნაწილაკების ზომაზე, ტემპერატურაზე და ტენიანობაზე (Burns, 1967).



მცენარის მიერ გოგირდის შთანთქმაზე ასევე გავლენას ახდენს მცენარის ფესვების სიგრძე, იმ ნიადაგებში, სადაც ხდება სულფატ-იონის ქვედა ჰორიზონტებში დაგროვება.

**ნიტრატები.** ნიტრატები პირდაპირ ხვდება გარემოში ზოგიერთი სასუქების სახით და წარმოიქმნება სხვა აზოტოვანი სასუქების და ორგანული ნივთიერებების (მცენარეთა ნარჩენები, ნაკელი და ა.შ.) მინერალიზაციის (ორგანული აზოტის  $\text{NH}_4^+$ -ად გარდაქმნა) და ნიტრიფიკაციის ( $\text{NH}_4^+$ -ის  $\text{NO}_3^-$ -ად გარდაქმნა) გზით (Sumner, 2001). ნიტრატები ძლიერ ხსნადია და არ გააჩნია რაიმე სახის მიზიდულობა ნიადაგის ნაწილაკების მიმართ (Bellini et al., 1996), რის გამოც იგი ადვილად ტრანსპორტირდება ზედაპირულ და ინფილტრაციულ წყლებში. მას ხშირად გაბატონებული ადგილი უჭირავს აზოტის ნაერთებს შორის ინფილტრაციულ წყლებში და წყალსატევებში.

ეკოსისტემებს გააჩნიათ მიდრეკილება გახდნენ ნიტრატების წყარო გარემოში, თუ ისინი ძლიერაა განოციერებული და/ან ეკოსისტემის ფუნქციონირებაზე ძლიერია ანთროპოგენური ზეგავლენა. ბევრ ეკოსისტემაში ნიტრატის იონის დანაკარგები თავიდანაა აცილებული, რადგან ნიტრიფიკატორი ორგანიზმები კონკურენციას ვერ უწევენ მცენარეებს ამონიუმ იონის მოსაპოვებლად (Vitousek et al., 1982). ამის გამო, ნიტრატების დანაკარგები თავს იჩენს მხოლოდ იქ, სადაც აზოტის შეტანა სასუქების, ატმოსფერული და ჰიდროლოგიური გზით საკმარისად დიდია, რომ დააკმაყოფილოს მცენარისა და მიკრობების მოთხოვნილება N-ზე ან სადაც რაიმე სახით დარღვეულია მცენარესა და მიკრობთა შორის არსებული კონკურენცია, რაც ხელს უწყობს ნიტრიფიკაციის პროცესს (Aber et al., 1989). არსებობს მრავალი უარყოფითი ზეგავლენა, რამაც შეიძლება განაპირობოს მსგავსი დარღვევები. მაგ. სასოფლო-სამეურნეო სავარგულებიდან მოსავლის აღება (Gold et al., 1990), ტყის პირწმინდად ჭრა (Bormann, Likens, 1979),

ძლიერი ქარები (Bowden et al., 1993) და სხვ. ნიტრატ-იონის დაკარგვის უმთავრეს სტიმულატორად ითვლება ნიადგის მოხვნა, თუმცა შესაძლოა მნიშვნელოვანი იყოს ისეთი ნელი პროცესებიც კი როგორცაა ჭიაყელების აქტიურობა (Edwards, Bohlen, 1996).

ამჟამად, მნიშვნელოვანი ყურადღება ეთმობა ნიტრატების ატმოსფერული გზით გადატანას, რომელიც ფორმირდება ატმოსფეროში აზოტის ოქსიდების გამოტყორცნის შედეგად, რაც განპირობებულია წვის პროცესების შედეგად და უბრუნდება დედამიწას წვიმის ანუ სველი, ან ნაწილაკოვანი და ორთქლის ანუ მყარი დეპოზიტების სახით. მსოფლიო მასშტაბით ნიტრატების წლიური ატმოსფერული დეპოზიცია 5-დან 20 კგ-მდე მერყეობს (Johnson, 1992; Lovett, 1994). ნიტრატების დეპოზიცია ყურადღების ცენტრში მოექცა, მას შემდეგ, რაც დაფიქსირდა აზოტით ბუნებრივი გაუნოყიერებელი ეკოსისტემების გაჯერება, რაც დაკავშირებულია სხვადასხვა მავნე ქიმიურ და ბიოლოგიურ ცვლილებებთან ზომიერი კლიმატის ზონის ეკოსისტემებში (მაგ. ნიადაგის დამჟავება) (van Breemen et al., 1982; Christ et al., 1995).

**ქლორიდები.** ქლორიდის იონი (Cl<sup>-</sup>) ჩვეულებრივ გვხვდება ბუნებაში და ყველაზე მეტად აღიარებულია როგორც საჭირო მიკროელემენტი. მისი კონცენტრაცია ნიადაგებში მერყეობს 20-დან 900 მგ/კგ-მდე, 100 მგ/კგ საშუალო შემცველობით. ნიადაგში ქლორ-იონის უმეტესი ნაწილი ხვდება წარმომშობი ქანის შემადგენელი მარილებიდან და ასევე ვულკანური მოქმედებით და ზღვის აეროზოლების გზით. ნიადაგში ქლორიდების უმეტესი ნაწილი არსებობს ხსნადი მარილების NaCl, CaCl<sub>2</sub> და MgCl<sub>2</sub> სახით. ქლორ-იონის კონცენტრაცია ნიადაგის ხსნარში 0.5-დან 6 მგ/კგ-მდე ცვალებადობს (Sumner, 2001).

ქლორ-იონი ძალიან სუსტადაა ბმული უმეტეს მჟავე ნიადაგებში, ხოლო ნეიტრალური pH-ის პირობებში მისი შთანთქმა უმნიშვნელო

ხდება. დიდი რაოდენობით ქლორ-იონი შეიძლება იქნეს შთანთქმული მუანგავი არის მქონე ნიადაგებში, რომელთაც გააჩნიათ დადებითი მუხტის მნიშვნელოვანი ოდენობა მშთანთქავ ზედაპირზე. ქლორ-იონის ხელმისაწვდომობა მცენარის მიერ არ არის კავშირში ნიადაგის ორგანულ ნაწილთან, რომელთანაც იგი კომპლექსებს არ ქმნის (Sumner, 2001).

ნიადაგების უმეტესობა საკმარისი რაოდენობით შეიცავს ქლორიდებს, რაც შეესაბამება მცენარის მოთხოვნილებას. თუმცა, ქლორიდების ნაკლებობა აღნიშნულია ძირითადად მარცვლეული კულტურების ქვეშ ქვიშნარ ნიადაგებში უხვი ნალექების პირობებში, ასევე ნიადაგებში, რომლებიც წარმოშობილია ქლორის მცირედშემცველი ქანებიდან ან ოკეანიდან შორს მდებარე ნიადაგებში (Sumner, 2001).

**ფოსფატები.** ნიადაგში ფოსფორი არსებობს არაორგანულ და ორგანულ ფორმებში. ფოსფორის არაორგანული ნაერთები დაკავშირებულია ამორფულ და კრისტალიზებულ ოქსიდებთან და კარბონატულ შენაერთებთან. ფოსფორის ორგანული ფორმები მოიცავს შედარებით ხსნად ფოსფოლიპიდებს და ფულვომუჟავებს და უფრო მდგრად ჰუმინის მუჟავებს (Sumner, 2001).

ნიადაგში ფოსფორის შემცველობა ჩვეულებრივ უფრო მაღალია ზედა ჰუმუსოვან ჰორიზონტში, ვიდრე ქვედა ფენაში, რაც განპირობებულია შეტანილი ფოსფორის შთანთქმით, უფრო მაღალი ბიოლოგიური აქტივობით და ორგანული ნივთიერებების დაგროვებით. თუმცა, ნიადაგში ფოსფორის შემცველობა ცვალებადობს ქანის, ნიადაგთწარმოქმნის პროცესის, მექანიკური შედგენილობის, გამოყენებული ფოსფოროვანი სასუქების და ნიადაგის კულტივაციის ტიპთან კავშირში (Sumner, 2001).

ფოსფორის დამატებითი შეტანა ჩვეულებრივ საჭიროა მცენარის მიერ შესაბამისი ხელმისაწვდომი რაოდენობის უზრუნველსაყოფად. სასუქების რაოდენობა განსხვავებულია როგორც ნიადაგის, ისე მცენარის ტიპის მიხედვით (Pierzynski, Logan, 1993). შეტანილი ფოსფორი ან შეიწოვება მცენარეთა მიერ ან შთანთქმება სუსტად (ფიზიკურად) ან ძლიერად (ქიმიურად) ალუმინის, რკინის და კალციუმის ზედაპირებზე, ან ხდება მისი ორგანულ ფოსფორად გარდაქმნა (McLaughlin et al., 1988; Syers, Currtin, 1989). ვინაიდან, არაორგანული ფოსფორი ზოგადად ამარაგებს მცენარეს პროდუქტიულ სასოფლო-სამეურნეო ნიადაგებზე, მეტი ყურადღება ექცევა არაორგანული ფოსფორის ხელმისაწვდომობას ვიდრე ორგანული ფოსფორის დამატებას (Sumner, 2001).

საერთოდ, ნიადაგის pH მთავარი ფაქტორია, რომელიც აკონტროლებს არაორგანული ფოსფორის ფორმებს, თუმცა ალუმინის, რკინის, მანგანუმის და კალციუმის შემცველობა განსაზღვრავს მათ რაოდენობას. მუავე ნიადაგებში ალუმინის, რკინის და მანგანუმის ამორფული ოქსიდები და ჰიდროქსიდები დომინირებენ ფოსფორის შთანთქმის პროცესში, მაშინ როცა ტუტე ნიადაგებში ფოსფორის შთანთქმასა და დალექვაში კალციუმის ნაერთებს მეტი მნიშვნელობა ენიჭებათ (Sumner, 2001).

არაორგანული ფოსფორი დროთა განმავლობაში უფრო მჭიდროდ უკავშირდება Al-ის და Fe-ის კომპლექსებს, რაც განაპირობებს არაორგანული ფოსფორის მცირე რაოდენობით შთანთქმას სასოფლო-სამეურნეო კულტურების მიერ (Sumner, 2001).

მიუხედავად იმისა, რომ არაორგანული P ითვლება მცენარის მიერ ხელმისაწვდომ P-ად ნიადაგში, ორგანული P-ის მინერალიზაცია ასევე მნიშვნელოვანია, როგორც დაბალ ისე მაღალნაყოფიერ ნიადაგებში (Stewart, Tiessen, 1987; Tate et al., 1991). ორგანული P -ის

მინერალიზაცია უფრო ძლიერია ტროპიკებში, სადაც განცალკევებული მშრალი და წვიმიანი სეზონები და ნიადაგის მაღალი ტემპერატურა აძლიერებს მიკრობულ აქტივობას (Sumner, 2001).

## 1.7 ფტორიდები, სულფატები, ნიტრატები, ქლორიდები და ფოსფატები მიწისქვეშა წყლებში

**ფტორიდები.** ფტორიდების მნიშვნელოვანი ნაწილი სასმელ წყლებში ბუნებრივად ხვდება. არაორგანული ფტორი ფართოდ გამოიყენება წარმოებაში სხვადასხვა მიზნებისთვის, ალუმინის წარმოების ჩათვლით. ფტორიდები შეიძლება მოხვდეს გარემოში ფოსფატოვანი სასუქების მისაღებად გამოყენებული ფოსფატოვანი ქანებიდან, რომლებიც შეიცავენ 4%-მდე ფტორს.

მიწისქვეშა წყლებში ფტორიდების კონცენტრაცია ჩვეულებრივ ცვალებადობს ქანების სახეობის შესაბამისად, თუმცა იშვიათად აღწერს 10 მგ/ლ (WHO, 2004).

**ნიტრატები.** ნიტრატები ბუნებრივად ხვდება გარემოში, როგორც აზოტის წრებრუნვის შემადგენელი ნაწილი. ნიტრატები ძირითადად გამოიყენება არაორგანულ სასუქებში, აგრეთვე ნატრიუმნიტრიტი გამოიყენება სასურსათო პროდუქტების კონსერვანტად, განსაკუთრებით შებოლილ ხორცში. ნიტრატების კონცენტრაცია მიწისქვეშა და ზედაპირულ წყლებში ჩვეულებრივ დაბალია, მაგრამ შეიძლება მიაღწიოს მაღალ მაჩვენებლებს სასოფლო-სამეურნეო მიწებიდან ჩაჟონვის ან გადარეცხვის შედეგად, ასევე საყოფაცხოვრებო და ცხოველური ნარჩენებიდან ამიაკის დაჟანგვის გზით (WHO, 2004).

**სულფატები.** სულფატები ბუნებრივად გვხვდება მთელი რიგი მინერალების შემადგენლობაში და ძირითადად გამოიყენება ქიმიურ წარმოებაში. ისინი ხვდება წყლებში საწარმოო ნარჩენებიდან და ატმოსფერული დეპოზიციის სახით, თუმცა სულფატების ყველაზე

მაღალი შემცველობა დაფიქსირებულია მიწისქვეშა წყლებში, რაც ბუნებრივი პროცესებითაა განპირობებული (WHO, 2004).

**ქლორიდები.** ქლორიდები სასმელ წყლებში ხვდება ბუნებრივი წყაროებიდან, ასევე საკანალიზაციო და საწარმოო ჩამდინარე წყლების, დასახლებული პუნქტებიდან გზებზე ყინულის საწინააღმდეგოდ მოფრქვეული მარილის და მარილოვანი ინტრუზიების გზით (WHO, 2004).

**ფოსფატები.** ფოსფატები ბუნებრივად ხვდება მიწისქვეშა წყლებში, რაც ძირითადად განპირობებულია ქანების მინერალოგიური შედგენილობით. თუმცა ფოსფატების კონცენტრაცია მიწისქვეშა წყლებში ჩვეულებრივ უმნიშვნელოა და ადამიანისათვის საფრთხეს არ წარმოადგენს.

## 1.8 ფტორიდების, სულფატების, ნიტრატების, ქლორიდების და ფოსფატების მნიშვნელობა ცოცხალი ორგანიზმებისათვის

**ფტორიდები.** ფტორი სასიცოცხლო ელემენტია ადამიანისა და ცხოველებისთვის, მაგრამ ბალახისმჭამელი ცხოველებისთვის ის უფრო ცნობილია როგორც ტოქსიკური და არა სასარგებლო ელემენტი (Clark, Stewart, 1983; Loganathan et al., 2005). ფტორიდების შემცველობის ბალანსის დარღვევამ ორგანიზმში შეიძლება გამოიწვიოს კბილების და ძვლების დაავადებები (Fung et al., 1999; Xie et al., 2001). თუმცა, ადამიანისათვის ფტორის სასიცოცხლო მნიშვნელობა ნათლად არ არის ნაჩვენები და არ მოიპოვება მონაცემები მინიმალური საკვები დოზის შესახებ (Fluoride in Drinking-Water, 2004).

**სულფატები.** გოგირდი ორგანული ნაერთების სტრუქტურული შემადგენელია, რომელთა ნაწილი სინთეზირდება მცენარის მიერ და ამარაგებს ცხოველებს სასიცოცხლო ამინომჟავებით, როგორცაა მეთიონინი და ცისტეინი, რომლებიც აუცილებელია გოგირდშემცველი

ცილების შექმნისთვის. დისულფიდური ბმები მნიშვნელოვან როლს ასრულებენ ცილების მესამეული სტრუქტურის რეგულირებაში, რაც უზრუნველყოფს ცილების ენზიმატურ ფუნქციონირებას. გოგირდი ასევე შედის ვიტამინების და კოენზიმების შემადგენლობაში (თიამინი, ბიოტინი და ა.შ.) (Sumner, 2001).

**ნიტრატები.** საუკუნეზე მეტია რაც აზოტი აღიარებულია მცენარის მნიშვნელოვან საკვებ ელემენტად. მცენარის ქსოვილი ჩვეულებრივ შეიცავს უფრო მეტ აზოტს, ვიდრე სხვა რომელიმე საკვებ ელემენტს, რომლებიც შეიტანება სასუქების სახით. აზოტი აუცილებელია ქლოროფილის, ცილების და სხვა მრავალი მოლეკულის შესაქმნელად, რომელსაც სასიცოცხლო მნიშვნელობა აქვს მცენარისთვის (Sumner, 2001).

ნიტრატები და ამიაკი წარმოადგენენ არაორგანული აზოტის მთავარ წყაროს, რომელიც შეიწოვება უმაღლესი მცენარეების ფესვების მიერ. ნიტრატების აკუმულაცია ფესვის, ღეროსა და სამარაგო ორგანოების ვაკუოლებში შესაძლოა მნიშვნელოვანი როლი შეასრულოს იონური ბალანსის დაცვაში. მაგრამ იმისათვის, რომ ნიტრატებმა შეასრულონ სასიცოცხლო ფუნქცია, როგორც მცენარის საკვებმა, ნიტრატი უნდა აღდგეს ამიაკამდე. ნიტრატის ამიაკამდე აღდგენას მცენარის სიცოცხლისათვის ისეთივე მნიშვნელობა აქვს, როგორც ნახშირორჟანგის ასიმილაციას ფოტოსინთეზში (Marschner, 2002).

**ქლორიდები.** მცენარეში ქლორიდები ნაპოვნია 130-ზე მეტი ორგანული ნაერთის შემადგენლობაში (Engvild, 1986, Marschner, 2002). რამდენიმე გამონაკლისის გარდა, ამ ნაერთებში ქლორის ფუნქციური მნიშვნელობა უმაღლესი მცენარეებისთვის უცნობია. ქლორის საშუალო შემცველობა მცენარეებში 2-20 მგ/გ-ის (მშრალ წონაზე

გადაანაგრიშებით) ფარგლებში მერყეობს, რაც მაკროელემენტების ტიპური რაოდენობაა (Marschner, 2002).

ქლორ-იონის როლი მარცვლეული კულტურების სხვადასხვა დაავადების შემთხვევების შესამცირებლად უფრო მნიშვნელოვანია, ვიდრე მისი როლი მცენარის კვებაში (Sumner, 2001).

**ფოსფატები.** ფოსფორი წარმოადგენს სასიცოცხლო ელემენტს მცენარის ზრდაში (Sumner, 2001). ფოსფორის, როგორც მაკრომოლეკულური სტრუქტურის შემადგენელი ნაწილის ფუნქცია, ცნობილია ნუკლეინის მჟავებისათვის, რომლებიც როგორც დნმ-ას შემადგენელი ერთეულები წარმოადგენენ გენეტიკური ინფორმაციის მატარებლებს და ასევე რნმ-ას ერთეულებს, სადაც პასუხისმგებლები არიან გენეტიკური ინფორმაციის გადატანაზე. როგორც დნმ-ში ისე რნმ-ში, ფოსფატები წარმოქმნიან დამაკავშირებელ ხიდებს რიბონუკლეოტიდებს შორის და ქმნიან მაკრომოლეკულებს. ფოსფორი განსაზღვრავს ნუკლეინის მჟავების ძლიერ მჟავურ ბუნებას და ამგვარად განსაკუთრებულად მაღალ კათიონურ კონცენტრაციას დნმ-ასა და რნმ-ას სტრუქტურაში (Marschner, 2002).

## 1.9 ფტორიდების, სულფატების, ნიტრატების, ქლორიდების და

### ფოსფატების ტოქსიკური ზემოქმედება ცოცხალ ორგანიზმებზე

**ფტორიდები.** არაორგანული ფტორის ტოქსიკურობა მცენარეებზე, ლიქენებზე, სოკოებსა და სხვა ორგანიზმებზე დაკავშირებულია მისი დაგროვებით ფოთლებში ან უჯრედებში და მისი რეაქციით კალციუმთან, მაგნიუმთან და სხვა კათიონებთან (Weinstaein, 2004).

ფტორიდები ტოქსიკურად მოქმედებენ მცენარეებზე ფტორით გაჭუჭყიანებულ ნიადაგებზე. აღნიშნულია ტყის მასივების სერიოზული დაზიანება ალუმინის მოპოვება-გადამუშავების შედეგად გაჭუჭყიანებულ რაიონში (Arnesen et al., 1995).



იმისათვის, რომ გამოწვეული იქნას ფტორიდებით ადამიანის ძლიერი მოწამვლა, საჭირო მინიმალური დოზას წარმოადგენს 1 მგ ფტორი სხეულის წონის თითოეულ კილოგრამზე (Janssen et al., 1988).

მრავალი ეპიდემიოლოგიური კვლევა ჩატარდა ადამიანის ორგანიზმზე სასმელი წყლის გზით ფტორიდების შესაძლო უარყოფითი გავლენის შესწავლის მიზნით. აღნიშნულმა კვლევებმა ნათლად დაადასტურეს, რომ ფტორიდები ძირითადად მოქმედებენ ძვლოვან ქსოვილზე. მცირე კონცენტრაციები უზრუნველყოფენ კბილების დაცვას კარიესის წინააღმდეგ, განსაკუთრებით ბავშვებში (Fluoride in Drinking-Water, 2004). თუმცა შესაძლოა, რომ იქ სადაც ფტორიდების მიღება სხვა გზითაც ხდება (მაგ. ჰაერი, საკვები), კბილის ფტოროზი განვითარდეს 1.5 მგ/ლ-ზე დაბალი კონცენტრაციის შემთხვევაშიც (Cao, Li, 1992).

ფტორიდების გაზრდილი რაოდენობით მოხვედრას ორგანიზმში შესაძლოა უფრო სერიოზული გავლენა ქონდეს ძვლოვან ქსოვილზე (Fluoride in Drinking-Water, 2004).

**სულფატები.** არსებული მონაცემებით არ აღინიშნება სულფატების გარკვეული შემცველობა სასმელ წყალში, რომელსაც შეიძლება უარყოფითი გავლენა ქონდეს ადამიანის ჯანმრთელობაზე. თუმცა, საჭმლის მომწოდებელ სისტემაზე უარყოფითი მოქმედების გამო, რაც გამოწვეულია სასმელი წყლის გზით ორგანიზმში მოხვედრილი სულფატების ზემოქმედებით, რეკომენდირებულია მათი შემცველობა არაუმეტეს 500 მგ/ლ (WHO, 2004).

**ნიტრატები.** მცენარეები ადვილად იტანენ ნიტრატების და მათი აღდგენის პროდუქტების ნიტრიტების სიჭარბეს. თუმცა, ადამიანის ორგანიზმისათვის ეს ნაერთები განსაკუთრებით ტოქსიკურია. ამ მხრივ განსაკუთრებულ საშიშროებას წარმოადგენს ნიტრატების ჭარბი დაგროვება ბოსტნეულ კულტურებში (ურუშაძე, 2001).

ნიტრატების დიდი რაოდენობით მოხვედრა ორგანიზმში იწვევს სისხლის ჰემოგლობინის მეტ-ჰემოგლობინად გარდაქმნას, რის შედეგადაც ერითროციტები კარგავენ ფილტვებიდან სხვა ქსოვილებში ჟანგბადის გადატანის უნარს. კლინიკური ეფექტი მულავენდება მაშინ, როცა მეტ-ჰემოგლობინის კონცენტრაცია სისხლში 10%-ს მიაღწევს (WHO Nitrate and nitrite in drinking-water, 2003).

**ქლორიდები.** ვინაიდან ქლორის მცენარისთვის მიწოდების სხვადასხვა წყარო არსებობს (მარაგი ნიადაგში, სარწყავი წყალი, წვიმა, სასუქები, ჰაერის გაჭუჭყიანება), ამჟამად მსოფლიო მასშტაბით უფრო მეტი ყურადღება ეთმობა ქლორის ტოქსიკურობას, ვიდრე მის დანაკლისს მცენარის კვებაში (Marschner, 2002).

ქლორიდების მთავარი წყარო ადამიანის ორგანიზმისთვის საკვებთან ერთად დანამატის სახით მათი მიღებაა, რაც მნიშვნელოვნად აღემატება სასმელი წყლის გზით ქლორიდების მოხვედრას ორგანიზმში. ქლორიდების დიდი რაოდენობით მიღება რეკომენდებული არაა. თუმცა, მათი უშუალო გავლენა ადამიანის ჯანმრთელობაზე არ აღინიშნება, რის გამოც მათზე რაიმე მკაცრი სტანდარტები არ მოიპოვება (WHO, 2004).

**ფოსფატები.** ვინაიდან, ფოსფატები აუცილებელია როგორც მცენარისთვის, ისე ცხოველებისა და ადამიანისათვის. მათი ტოქსიკური გავლენა ცოცხალ ორგანიზმებზე არ არის ცნობილი. თუმცა, აღსანიშნავია, რომ სოფლის მეურნეობაში გამოყენებული ფოსფატოვანი სასუქები ბალასტის სახით შეიცავენ მნიშვნელოვანი რაოდენობით კადმიუმსა და ფტორს, რომლებიც გამოირჩევიან როგორც ფიტო ისე ზოოტოქსიკურობით და უნარი აქვთ დაგროვდნენ კვების ჯაჭვში.

## თავი 2. მასალები და მეთოდები

### 2.1 საკვლევი რაიონი

#### 2.1.1 მდებარეობა და საზღვრები

საკვლევი რაიონი საქართველოს ფიზიკურ-გეოგრაფიული დარაიონების მიხედვით (ხარატიშვილი, 1990) კოლხეთის ოლქის შემადგენლობაში შედის და ძირითადად იმერეთის მაღლობის ქვეოლქს მიეკუთვნება.

საკვლევი ტერიტორია ადმინისტრაციულად ჭიათურის, საჩხერის, ხარაგაულის, ზესტაფონის და თერჯოლის რაიონების შემადგენლობაში შედის (დანართი, რუკა 1).

საკვლევი რაიონს ჩრდილოეთიდან რაჭის ქედი საზღვრავს, იგი წარმოადგენს მდინარეების რიონის და ყვირილას წყალგამყოფს. რაიონის აღმოსავლეთი საზღვარი ღიბის ქედის აღმოსავლეთ დაბოლოებას ემთხვევა და პირობითად მთისწინა ზოლს მიუყვება. დასავლეთ საზღვარი ზემო იმერეთის პლატოს დასავლეთ დაბოლოებას ემთხვევა. საკვლევი რაიონის სამხრეთ საზღვარი მდინარეების საკრაულასა და ყვირილას წყალგამყოფი მესხეთის ქედია (დევედარიანი, 1965).

#### 2.1.2 გეოლოგია

ზემო იმერეთის გეოლოგიურ აგებულებაში მონაწილეობს გეოლოგიური ფორმაციები კამბრიუმამდელი დროიდან დაწყებული მეოთხეულ პერიოდამდე (გავაშელი, 1959).

აღნიშნულ რაიონს ახასიათებს საკმაოდ მრავალფეროვანი გეოლოგიური აგებულება, რაც ზედაპირთან ერთად განსაზღვრავს აქ არსებული ნიადაგების სხვადასხვაობას, განვითარების ხარისხს, შედგენილობასა და სხვ. ამ რაიონში ყველაზე მეტად დამახასიათებელია დანალექი ქანების, კერძოდ, ცარცული კირქვების,

და ზოგან ზედაპირზე კრისტალური და ამონადვარი ქანების გავრცელება. ძირულის აუზის ხეობებში გვხვდება აგრეთვე მოწითალო კირქვები და ლეიასის ქვიშნარ-თიხიანი კირნარი დანალექები. ცარცის კირქვებსა და ქვიშაქვებს დიდი გავრცელება აქვთ ძირულის მარცხენა ნაპირზეც სოფ. ამაშუკეთიდან ხორითისაკენ, ხოლო შოროპნისა და ზესტაფონის მიდამოებში – მესამეული ასაკის კირნარ ქვიშაქვებსა და მერგელებს.

როგორც გეოლოგიური განვითარების ისტორიიდან არის ცნობილი, ძირულის კრისტალური მასივი ზღვიდან საბოლოოდ შუა მიოცენში განთავისუფლდა და იწყება სუბაერალური განვითარება (საქართველოს გეომორფოლოგიის საკითხები, 1966).

ძირულის მასივის გეოლოგიური შენება ხასიათდება ორ გეოტექტონიკურ სართულად. ქვედა სართული აშენებულია მეზოზოური ქანებით, რომელმაც მიიღო თავისი სტრუქტურული ფორმა პალეოზოურ ოროგენურ ფაზაში. ზედა სტრუქტურული სართული, რომელიც იკავებს ქვედა სართულის ზედაპირის ფართობის ნახევარზე მეტს. არათანაბრადაა განლაგებული ამ კრისტალურ სუბსტრატზე და დაფარულია მეზო-კაინოზოურის დანალექი და ვულკანოგენური ფორმაციებით (Геоморфология Грузии, 1971).

საკვლევი ტერიტორიის ძირულის მასივის მონაკვეთზე გვხვდება მეტამორფული ქანების ორი ძირითადი ჯგუფი – კრისტალური ფიქლები და ნაკლებად მეტამორფული ფიქლები (ფილიტები) (მრეელიშვილი, 1997).

მდ. ყვირილას ხეობაში – სადგურ სალიეთსა და ჭიათურას შორის, მდინარეების საძალიხევის, ბუჯას და ღვითორის ხეობებში გავრცელებულია კავრცპორფირების წყება. ე.წ. ქვედა ტუფიტების წყება ასაკობრივად მიხნეულია კვარციანი პორფირიტების ანალოგებად, წარმოდგენილი ძირულის მასივის დასავლეთ პერიფერიაზე მდ. მდ.

ნარულას, ყვირილას, კოტრულას და მაჭარულას აუზში (მრეველიშვილი, 1997).

საკვლევი რაიონის საქართველოს ბელტის მონაკვეთზე ლიასური ნალექები გამოდის მხოლოდ ძირულის კარსტული მასივის პერიფერიაზე. მასივის სამხრეთ-დასავლეთ და ჩრდილო-დასავლეთ პერიფერიაზე ლიასი ფაციალურად წარმოდგენილია კონგლომერატებით, ქვიშაქვებით და კირქვებით, ხოლო აღმოსავლეთ და ჩრდილო-აღმოსავლეთ პერიფერიაზე არგილიტებით და თიხოვანი მერგელებით. ძირულის მასივის სამხრეთ-დასავლეთით პერიფერიალური ნალექები გაწყვეტილია და გამოდიან მდინარეების ნარულასა და ბუნეურას ხეობებში, ხოლო სამხრეთით მდ. ჩხერეილელას ხეობაში (Геология СССР, 1964; მრეველიშვილი, 1997).

ცარცული სისტემის ნალექები მნიშვნელოვან როლს თამაშობენ საკვლევი რაიონის ცალკეული უბნების აგებულებაში (ტატაშიძე, 1959). მეოთხეული პერიოდის ნალექები ძირითადად წარმოდგენილია დელუვიური, პროლივიური, ალუვიური და ტექნოგენური ნაფენებით (გეგუჩაძე, 1973).

### 2.1.3 გეომორფოლოგია

ზემო იმერეთის პლატო საქართველოს მთათაშორის ზოლის სრულიად განსხვავებულ რაიონს წარმოადგენს, რომელიც ემთხვევა ძირულის კრისტალურ მასივს. საქართველოს რელიეფურ პირობებში ამ რაიონის განსაკუთრებული მახასიათებელია ეროზიის და ძველი პენეპლენის დროინდელი დენუდაციის შედეგად მიღებული ნაშალი მასალის დაგროვება და სტრუქტურული პლატო თითქმის დაურღვეველი მეზო-კაინოზოური დანალექების შალითის განალგებით (Геоморфология Грузии, 1971).

ზემო იმერეთის პლატო მდებარეობს საქართველოს მთათაშორისების ცენტრალურ ნაწილში, სადაც გადის შავი და კასპიის ზღვების წყალგამყოფი. ეს უკანასკნელი პლატოს ასიმეტრიულად კვეთს. ძირითადი ნაწილი მდებარეობს ყვირილის აუზში და მხოლოდ მისი აღმოსავლეთი ნაწილი მიეკუთვნება მტკვრის აუზს. რეგიონი გადაჭიმულია დასავლეთიდან აღმოსავლეთისაკენ 60 კმ-მდე, ჩრდილოეთიდან სამხრეთისაკენ 4 კმ-ზე. მის დასავლეთ საზღვრად შეიძლება ჩაითვალოს ქ. ზესტაფონზე გამავალი მერიდიანი, აღმოსავლეთ საზღვრად ლიხის ქედის აღმოსავლეთ ფერდობები, ჩრდილოეთით რაჭის ქედის სამხრეთ ფერდობები და სამხრეთით აჭარა-იმერეთის ქედის აღმოსავლეთ ნაწილის ჩრდილოეთ ფერდობები (Геоморфология Грузии, 1971).

ზემო იმერეთის პლატო წარმოადგენს ჰიფსომეტრიული თვალსაზრისით ერთ-ერთ ყველაზე განვითარებულ მთათაშორის რაიონს. მისი უმაღლესი მწვერვალები თითქმის 1500 მ-ს აღწევენ, რაც განაპირობებს ხიდის მსგავსი გადასასვლელის წარმოქმნას დიდ და მცირე კავკასიონს შორის და ამასთან ყოფს მთათაშორისს ორ ურთიერთსაწინააღმდეგო მხარეს დახრილ ფერდობებად (Геоморфология Грузии, 1971).

ლიხის ქედს უჭირავს აღმოსავლეთ იმერეთის უკიდურესი დაბოლოება და იგი ბუნებრივი საზღვარია დასავლეთ და აღმოსავლეთ საქართველოს შორის და გამოყოფს მდ. რიონის აუზს მდ. მტკვრის აუზისაგან. ამავე დროს, ეს ქედი შემაერთებელი ჯაჭვია კავკასიონსა და სამხრეთ მთიანეთს შორის. მას ემიჯნება კავკასიონის განშტოება ლოხონის ქედი და სამხრეთ მთიანეთის განშტოება ვახანის ქედი, რომლებიც ლიხის ქედზე ყველაზე დაბალ ნაწილში უღელტეხილთან ერთდებიან. ჩრდილო ნაწილში ლიხის ქედი კავკასიონის სხვა განშტოებებს უერთდება (საბაშვილი, 1965).

ლიხის ქედი წარმოადგენს უძველეს გრანიტოვან მასივს ძლიერ დაშლილი ჩრდილო-აღმოსავლეთის მიმართულების ნაოჭებით. ამ კრისტალური მასივის არსებობამ თავი იჩინა კავკასიონის სამხრეთ ფერდობის ძალიან რთულ ტექტონიკაში, მთისწინების აღმოსავლეთ ნაწილში.

ქედის სიმაღლე არ აღემატება 1800-1900 მ, ყველაზე დაბალ ნაწილში კი – რიკოთის უღელტეხილთან – 1197 მ-ს უდრის. ძალიან რთული რელიეფი ახასიათებს ლიხის ქედის დასავლეთ ფერდობებს იმერეთის მთა-ტყის და მთისწინების ზონების ფარგლებში. ამ ქედიდან და აგრეთვე რაჭის ქედიდან წყლის ნაკადების ეროზიული მოქმედებით ზედაპირი ძლიერ დანაწევრებულია კლდეების ღრმა ხეობებით. ამ მიმართულებით ზედაპირი თანდათან დაბლდება 800-500 მ სიმაღლემდე და იმერეთის მთისწინების ზოლში გადადის.

ზემო იმერეთის მთისწინების აღმოსავლეთი ნაწილი მდინარეების ძუსის, ყვირილას, ძირულას, დუმალას და ჩხერიმელის წყალგამყოფებში ცნობილია იმერეთის მასივის (მაღლობის) სახელწოდებით. აღმოსავლეთიდან ეს რაიონი ესაზღვრება ლიხის ქედს დასავლეთ კალთებს ზღვის დონიდან 600-700 მ სიმაღლემდე.

აღნიშნული რაიონი დასავლეთიდან აღმოსავლეთისაკენ თანდათან მაღლდება. მის აღმოსავლეთ ნაწილში თავს იჩენს კავკასიონის სამხრეთ ფერდობების რთული ტექტონიკა, რაც მთელი რიგი ადგილობრივი დარღვევებით – მრავალრიცხოვანი ნასხლეტებით, შეცოცებებით და აგრეთვე ძველი კრისტალური მასივის შემოჭრით არის გამოწვეული.

ა. ჯავახიშვილის მიხედვით (Джавахишвили, 1947) აღნიშნულ რელიეფს აქვს პლატოსმაგვარი ხასიათი და ნაწილობრივ ჩრდილოეთისაკენ საერთო დაქანებით. აღმოსავლეთ ნაწილში ამ მასივის სიმაღლე 1070-1100 მ აღწევს, დასავლეთ ნაწილში 650 მ-მდე,

ხოლო კოლხეთის დაბლობზე გამოსვლისას კიდევ უფრო დაბლა ეცემა.

იმერეთის მაღლობის რელიეფი საჩხერისა და სხვა რაიონების ფარგლებში საკმაოდ რთულია და მრავალფეროვანი, რაც ძირითადად შეპირობებულია ამ მხარის გეოლოგიური აგებულებით. კერძოდ, ამგები ქანების ლითოლოგიური შედგენილობით, ტექტონიკური და ეროზიული პროცესებით.

კრისტალური ქანების გავრცელების არეში, რომელთაც აქ საკმაოდ დიდი ადგილი უჭირავთ, მთისწინებს აქვთ მკვეთრი მოხაზულობა, ღრმა და ვიწრო ხეობები. არამდგრადი მესამეული დანალექი ქანების გავრცელების ადგილებში კი ზედაპირი რბილი მოხაზულობისაა და მდინარეთა ხეობები უფრო გაშლილია. მდ. ყვირილას ხეობაში კრისტალურ ქანებიდან გაბატონებულია გრანიტები, რომლებიც ზოგან გადაფარულია მიოცენის კირნარი ქვიშაქვებით, მერგელებით და სხვა დანალექი ქანებით. მთებთან უფრო ახლოს ზედაპირზე გაშიშვლებულია ცარცული კირქვები (Джавахишвили, 1947).

რაჭა-იმერეთის ქედის სამხრეთი ფერდობების დაბოლოებანი მდ. ყვირილას მარჯვენა მხარეზე ქმნიან გორაკ-ბორცვიანი მთისწინების ვიწრო ზოლს, რომელიც დასერილია მდ. ყვირილას მარჯვენა შენაკადთა მერიდიანული ხევ-ხეობებით (ჯრუჭულა, ჩიხურა, შუშა და სხვ.). ამავე ზოლში დ. საჩხერისა და ს. სარეკის ტერიტორიაზე, რომელიც ზედა ცარცის კირქვებითაა აგებული, კარსტული რელიეფია განვითარებული.

მდ. ყვირილასა და ძირულას შორის ტერიტორია აგებულია მესამეული ასაკის ქვიშაქვებით, კირქვებით, თიხებით და ნაწილობრივ ცარცული კირქვებით. ისინი განსაზღვრავენ ამ რაიონში ზედაპირის ნაკლებად დანაწევრებულ ზეგნისებრ ხასიათს, რომელიც



თანდათანობით მაღლდება ჩრდილო-დასავლეთისა და სამხრეთ-აღმოსავლეთის მიმართულებით.

ზემო იმერეთის მაღლობის დანაწევრება ცალკეულ პლატოებად, განსაკუთრებით ჭიათურის მიდამოებში უკავშირდება კანიონისმაგვარი ხეობების განვითარებას. მაღლობის ამგვარ ხეობათა შორის ყველაზე მნიშვნელოვანია მდ. ყვირილას და მის შენაკადთა ბოლო ნაწილების კანიონისებრი ხეობები ს. საღეთსა და დ. საჩხერეს შორის.

ზემოთ აღნიშნული მოსწორებული რელიეფი ზოგან დარღვეულია ცალკეული გორაკებით, წყალგამყოფი სერებით, მდინარეთა ხეობებით და სხვა დეპრესიებით. დეპრესიათა შორის ყველაზე დიდია საჩხერის დეპრესია მდ. ყვირილას ხეობაში.

ზეგნისებური რელიეფი და წყალგამყოფი სერები ზოგი დაბალია 450-700 მ-მდე (მაგ. სავანე-ქორეთი). ზოგი კი მაღალი (700-1000 მ), როგორც მაგ. კორბოულის წყალგამყოფი სერი.

კოლხეთის დაბლობზე გასვლისას იმერეთის მთისწინები თანდათან დაბლდებიან და მათ აქვთ ტალღისებრი გორაკიანი ზედაპირი. ეს იმითაა გამოწვეული, რომ აქ ჭარბობს თიხიანი დანალექი ქანები, რომლებიც ადვილად განიცდიან გადარეცხვას ზედაპირული წყლების ზეგავლენით (Джавахишвили, 1947).

## 2.14 კლიმატი

რეგიონის კლიმატის თავისებურებებს განაპირობებს თანამედროვე რელიეფის მორფოლოგია, სადაც თავს იყრის რაჭის, მესხეთის და ლიხის ქედები. აქ ზღვის გავლენა რამდენადმე შესუსტებულია, ხმელეთისა კი გაზრდილი. ამის გამო ჰავა უფრო მშრალი, ზამთარი კი შესამჩნევად უფრო ცივია, ვიდრე კოლხეთის დაბლობზე (კორძახია, 1961).

ზემო იმერეთის ჰავაზე ზღვის გავლენა მართალია საერთოდ შესუსტებულია, მაგრამ მის თერმულ რეჟიმზე საგრძნობ გავლენას მაინც ახდენს. ჰაერის საშუალო წლიური ტემპერატურა  $+12.5$ ,  $+13.5^{\circ}\text{C}$ -ია, რელიეფის მაღალ ჰიპსომეტრიულ დონეებზე კი  $+5$ ,  $+6^{\circ}\text{C}$ -ია. სიმაღლის მატებასთან ერთად ზამთარი მკაცრი ხდება, ყველაზე ცივი თვის ჰაერის ტემპერატურა ზღვის დონიდან 600 მ-მდე დადებითია და მერყეობს  $+3 - 0^{\circ}\text{C}$ -მდე. შემდეგ, სიმაღლის მატებასთან ერთად უარყოფითი ხდება, 1200 მ სიმაღლეზე  $-4^{\circ}\text{C}$ , 1500 მ-ზე  $-6^{\circ}\text{C}$ . ზამთარში პირველი ყინვები ნოემბერში იწყება და მარტამდე გრძელდება, მთიან ზონაში კი სექტემბრიდან მაისამდე. საშუალო მინიმალური ტემპერატურა იანვარში ყველაზე უარყოფითია  $-0.5 - -7.5^{\circ}\text{C}$ . ზამთარში არც ისე იშვიათად ადგილი აქვს ჰაერის ტემპერატურის ხანმოკლე, მაგრამ საგრძნობ დაცემას. მაგ. საჩხერეში  $-31^{\circ}\text{C}$ , ხოლო კორბოულის მიდამოებში  $-29^{\circ}\text{C}$  იყო აღრიცხული.

ზაფხული საკმაოდ თბილი და ხანგრძლივია. ყველაზე თბილი თვეა ივლისი. ამ თვის საშუალო ტემპერატურა რაიონში მერყეობს  $15-23^{\circ}\text{C}$  შორის. ჰაერის მაქსიმალური ტემპერატურა დაბალ ნაწილებში  $+42^{\circ}\text{C}$ -მდეა, ზედა ზონებში  $30^{\circ}\text{C}$ -ს არ აღემატება.

საკვლევ ტერიტორიაზე მოსული ატმოსფერული ნალექები 900-1800 მმ ფარგლებში მერყეობს. სიმაღლის მატებასთან ერთად ნალექები მატულობს. განსაკუთრებით მცირე ნალექები მოდის მდ. ყვირილას ხეობაში, ჭიათურა სხვიტორის მონაკვეთზე (900-1200 მმ). ქ. საჩხერის მიდამოები დასავლეთ საქართველოში ყველაზე მშრალია. შედარებით მცირე ნალექები მოდის მესხეთის ქედის ჩრდილოეთ კალთებზე (1200-1400 მმ). განსაკუთრებით ნალექიანია ღიხის ქედის ზედა ნაწილი და რაჭის ქედის სამხრეთი ფერდობი (1600-1800 მმ). ხარაგაულის რაიონში ზღვის დონიდან 600-1200 მ-მდე ზონაში ნალექები 1200-1400 მმ/წელიწადში, ხოლო მესხეთის ქედის თხემზე 1800 მმ-მდე. ჭიათურის

რაიონში ატმოსფერული ნალექების რაოდენობა საშუალოდ 1100-1200 მმ-ია, ხოლო საჩხერის რაიონში 900-1480 მმ, ხოლო საშუალო მთიან ზონაში 1500-1700 მმ-მდეა, მაქსიმუმი აღინიშნება ზამთარში, მინიმუმი - ზაფხულში.

მთელი წლის განმავლობაში ნალექების უმეტესობა მოდის შემოდგომა-ზამთრის თვეებში. ნალექიან დღეთა რიცხვი რაიონში 140-180-ია წელიწადში. ნალექების დღეღამური მაქსიმუმი საკმაოდ მაღალია და 100-105 მმ ფარგლებში იცვლება (ჯავახიშვილი, 1977).

ნალექები, თოვლის სახით, შეიძლება მოვიდეს რაიონის ქვედა ზონაში ნოემბრიდან აპრილამდე. აქ თოვლის საბურველი ყოველთვის არ ჩნდება, მისი საშუალო სიმაღლე 5-15 სმ-ია. სიმაღლის მატებასთან ერთად თოვლიან დღეთა რიცხვი იზრდება, მატულობს თოვლის სიმაღლეც და მისი ხანგრძლივობაც. მაღალ ადგილებში თოვლი შეიძლება მოვიდეს ოქტომბრიდან მაისამდე. დღეთა რიცხვი თოვლის საბურველით 40-130-ია წელიწადში. მისი სიმაღლე 1 მ-ზე მეტია. მეტეოსადგურის მთა საბუეთის მონაცემებით 150 სმ-ზე მეტი სიმაღლის თოვლის საბურველი ჩნდება (კორძახია, 1961)

## 2.1.5 მცენარეული საფარი

დასავლეთ საქართველოში ბუნებრივი მცენარეულობა ზოგადად შემდეგ ზონალობას ექვემდებარება (კეცხოველი, 1959):

1. 0-დან 300 მ სიმაღლემდე ზღვის დონიდან ჭაობები, თხმელნარები და რცხილნარები, კოლხეთის ტიპის;
2. 300-დან 1000 მ-მდე – მუხნარები, რცხილნარები და წაბლნარები;
3. 450-დან 1700 მ-მდე – წიფლნარები (ბევრგან წიფელი 2100 მ სიმაღლემდეც ადის);
4. 450-დან 2100 მ-მდე – ნაძვნარები;
5. 2000-დან 2500 მ-მდე სუბალპური ტყე.

ბევლ, წარსულ გეოლოგიურ ეპოქებში არსებული ტყის იერი უფრო კარგად შემორჩა იმ ტყეს და საერთოდ მცენარეულობას, რომელიც გავრცელებულია კოლხეთის დაბლობზე და ბარში მთებისწინა კალთების ჩათვლით. მას რელიქტურ ტყესაც უწოდებენ. კოლხურ ტიპად გამოიყოფა ის მცენარეულობა, რომელიც კოლხეთის დაბლობზეა გავრცელებული. ძირითადად 450-500 მ სიმაღლემდე ზღვის დონიდან. 500 მ სიმაღლის ზევით არსებული ტყეებიც კოლხეთის რელიქტური ტიპის მატარებელია, მაგრამ აქ ეს იერი უფრო შენელებულია.

კოლხეთის დაბლობი და ბარი შეიძლება დაიყოს სამ ძირითად საფეხურად:

- 1) დაბლობი, 0-50 მ ზღვის დონიდან, სადაც, ზღვის პირისკენ უარყოფითი ჰიფსომეტრიული მაჩვენებლებიც გვაქვს. აქ უმთავრესად გავრცელებულია ზღვისპირს ქვიშიანების მცენარეულობა, ჭაობები ბალახიანი, ჭაობები ხავსიანი (სფაგნუმიანი), ჭაობები ტყიანი, ჭალის ტყეები.
- 2) დაბლობი 50-250 მ შორის მდებარე, სადაც გვაქვს კოლხური ტიპის რელიქტური ტყე, ძირითადად ლეშამბიანი და ტენიანი, აგრეთვე ჭალის ტყე, სფაგნუმიანი ჭაობები, კირქვიანების ბუჩქნარები, დაფნარები და სხვ.
- 3) კოლხეთის ბარი, მთა-გორაკიანი, ბორცვიანი, კავკასიონის, ლიხის, აჭარა-იმერეთის ქედების წინა კალთები. ძირითადად 200-250 მეტრიდან, ვიდრე 450-500 მეტრის სიმაღლემდე ზღვის დონიდან. აქ უმთავრესად გავრცელებულია წიფლნარ-რცხილნარები, მარადმწვანე ქვეტყით.

**რცხილნარები.** ამჟამად ყველაზე უფრო ტიპურია რცხილნარები. ნათელკალთიან რცხილნარში ბალახეული მცენარეულობა საკმაოდ მდიდარია. სხვებზე უფრო ხშირად ასეთ ტყის ტიპებში ვხვდებით:

*Brachipodium silvaticum, Festuca montana, Fragaria vesca, Circaea lutetiana, Cyclamen vernalis, Galega officinalis, Hypericum androsaemum, Athyrium filix femina, Pteridium lanuginosum.*

რცხილნარის ნაჩეხებზე, ტყის პირებზე, ან თვით ფრიად მეჩხერ რცხილარებში გარდა ეკალ-დიჭისა მოიპოვება შედარებით მთლიანი თარგები ანწლისა (*Sambucus ebulus*), ჭიაფერასი (*Phitolacca americana*), და სხვ. ამათ გარდა დიდი რაოდენობითაა მაყვლები, რომელთა შორის შეიძლება აღინიშნოს *Rubus serpens, R. hirtus, R. discernendus, R. candicans* და სხვ.

ხშირია რცხილნარები, სადაც ქვეტყეში, ბუჩქების ფორმით გვხვდება წიფელი, კოლხური მუხა, იმერული მუხა, წაბლი, იფანი, ნეკერხალი, თელა, ცაცხვი, ურთხელი და თვით რცხილაც კი. ბზა რცხილნარებში მხოლოდ ქვეტყის სახითღა გვხვდება, ზოგან მდინარის პირის გაყოლებით შეიძლება შევხვდეთ მეორე იარუსის ბზიანის ვიწრო ზოლს.

კოლხური ტიპის ტყე განუწყვეტლივ „მოძრაობაშია“, რადგან ადამიანი მასზე მეტად ინტენსიურად მოქმედებს. დღევანდელი რცხილნარი თავისთავად მეორადია და თვით რცხილაც შეინაცვლება ხშირად ბუჩქნარით, ან მურყნარით და სხვ.

**წიფლნარები.** ამ ზონაში წმინდა წიფლნარები შედარებით იშვიათია, ან წიფლნარი გაახოვებულია და ტყის ნაალაგევზე კულტურული ნაკვეთია, ან არადა მის ნაცვლად რცხილნარი ან ზოგჯერ მურყნარია. კოლხეთის მხარის წიფლნარი უფრო თვითმყოფადია, სახეობათა შემადგენლობა ისე მრავალფეროვანი არ არის, როგორც რცხილნარი, თითო-ორიღა გვხვდება ცაცხვი, თელა, წაბლი, იმერული მუხა და სხვ.

წიფლნარების ქვეტყე სახეობათა შემადგენლობით ღარიბია, მაგრამ უფრო თვითმყოფადი და ტიპიური. ჩვეულებრივია შქერი, წყავი,

ბაძგი, თაგვისარა, ძმერხლი, იელი, მოცვი და თითო-ორილა ფოთოლმცვივანი.

კარგად შენახულ წიფლნარებში ბალახეული საფარიც ღარიბია. აქ უფრო ტიპურია: *Pteridium aquilinum*, *Dryopteris oreopteris*, *D. filix*, *Veronica officinalis*, *Fragaria vesca*, *Brachipodium silvaticum*, *Agrostis capillaris*, *Carex glauca*, *Luzula Forsteri* და სხვ. ტყის ნაპირებში და ნახევებში ხშირია მაყვლები *Rubus candicans*, *R. discernendus* და სხვ.

**წაბლნარები.** წაბლნარი კოლხური ტყისთვის საკმაოდ დამახასიათებელია. ბევრგან წაბლი ქვეტყეშია მოქცეული, განსაკუთრებით რცხილნარებში. ესეც ერთ-ერთი მაჩვენებელია იმისა, რომ წაბლნარის გაჩეხვის შემდეგ უფრო სწრაფად განვითარდა რცხილა და ქვეშ მოიყოლა წაბლი.

ბალახეულობიდან წაბლნარისთვის დამახასიათებელია გვიმრები, ხოლო სხვა ნაირბალახეულობიდან კი: *Cynoglossum imereticum*, *Oxalis corniculata*, *Aristolochia pontica*, *Viola alba*, *Vinca pubescens* და სხვ.

**მუხნარები და რცხილნარები.** ტყეების ეს ტიპი დასავლეთ საქართველოში ვითარდება კოლხური ტიპის ტყეების შემდეგ 800-850 მ სიმაღლემდე.

მთების შუა სარტყლის მუხიანების და რცხილნარების ფორმაციებში მრავალი ასოსციაცია გვხვდება, როგორც გენეტიკურად, ისე ფლორისტულად. ქართული მუხისგან შექმნილი მუხნარები და რცხილნარები გავრცელებულია, როგორც აღმოსავლეთ, ისე დასავლეთ საქართველოშიც. დასავლეთ საქართველოს ამ ზონის მუხნარებში გვაქვს მუხნარები კოლხური ბუჩქნარებით (*Querceta fruticosa colchica*).

მუხნარ-რცხილნარები და ჯავრცხილნარები დამახასიათებელია დასავლეთ საქართველოსთვისაც, სადაც უკვე მრავალ ადგილას ჩვეულებრივ მოვლენადაა გადაქცეული პირველადი ტყის ნაცვლად შედარებით უარყოფითი ტიპების გავრცელება.

ზემო და ქვემო იმერეთში გავრცელებული მუხნარ-რცხილნარები და მუხნარ-ჯაგრცხილნარები წარმოშობითაც და სახეობათა შემადგენლობითაც ჰგავს აღმოსავლეთ საქართველოს ანალოგიურ ტიპებს. მართალია, პირველ პერიოდში კოლხეთის ელემენტები მეტი რაოდენობით გვხვდება, მაგრამ შემდეგში გაქსეროფიტება ფრიად სწრაფად მიმდინარეობს (ხარაგაულის რაიონი), აქ უკვე ხშირია შეფარდებანი: მუხა, რცხილა, ჯაგრცხილა, შინდი და სხვ.

**წიფლნარები.** წიფლნარის განვითარების ოპტიმუმი დასავლეთ საქართველოში 800-1300 მ შორის მდებარეობს. შესაძლებელია სხვადასხვა ადგილას, ხეობათა თავისებურებათა გამო ქვემო ხაზმა 500 მ-მდე დაიწიოს და ზემოთ კი 1800 მ სიმაღლეზე უფრო მაღლა აიწიოს.

ამ ტყისათვის დამახასიათებელია მთავარი ჯიშის ხშირად აბსოლუტური გაბატონება. თუმცა, ზოგჯერ მაინც ერევა წაბლი, რცხილა, ცაცხვი, იფანი, თელადუმი (*Ulmus elliptica*), თელამუში (*U. scabra*), ბოყვი (*Acer patanoides*) და სხვ. წიფლნარების ტიპიურ სარტყელში სხვა რომელიმე ჯიში იშვიათად ქმნის დამოუკიდებელ ასოციაციას. ამ მხრივ უპირატესობა მიეკუთვნება წაბლსა და ცაცხვს. ამ ტყის ქვეტყეში დამახასიათებელია შქერი, წყავი, ბაბგი, თავვისარა; ფოთოლმცვივანებიდან: იელი, მოცვი, ფართოფოთლება ჭანჭყატი, თხილი, იმერული ხეჭრელი, უცვეთელა და სხვ.

წიფლის ტყეებში ღიანებს მნიშვნელობა შედარებით დაკარგული აქვთ და ტიპის შექმნაში ნაკლებად მონაწილეობს. ზოგ ადგილებში შეიძლება ნახულ იქნეს კოლხური და ჩვეულებრივი სუროც. დასავლეთ საქართველოს წიფლნარებში ხშირია *Rubus sanguineus*, *R. candicans*, *R. lepidulus*, *R. platyphyllus*, *R. hirtus*, *R. serpens*, *R. nakeralicus* და სხვ.

ბალახეული საფარი სახეობათა შემადგენლობით საკმაოდ მდიდარია, განსაკუთრებით ისეთ ადგილებში, სადაც წყავი და შქერი შედარებით სუსტადაა განვითარებული. სხვაზე უფრო მეტად

აღინიშნება გვიმრები, სახელდობრ: *Struthiopteris filicastrum*, *Dryopteris oreopteris*, *D. phegopteris*, *D. filix*, *Athyrium filix femina*, *Polystichum lobatum* და სხვ.

მარცვლოვანებიდან ჩვეულებრივია *Poa memorialis*, *Melica picta*, *Festuca gigantea*. ნაირბალახოვნებიდან: *Sanicula europea*, *Asperula odorata*, *Asarum intermedium*, *Nordmannia orientalis*, *Circaea lutetiana*, *Pachiphragma macrophyllum*, *Impatiens noli-tangere*, *Geranium Robertianum*, *Polygonatum verticillatum*, *P. multiflorum*, *Salvia glutinosa*, *Dentaria bulbifera*, *Vicia crocea*, *Stachys silvatica* და სხვა მრავალი.

მნიშვნელოვანია აგრეთვე ტყის ისლების მონაწილეობა და განსაკუთრებით კი *Carex silvatica*. ამ ტყეებისთვის ერთგვარი იერის მიმცემია, რითაც ისინი აღმოსავლეთის ტყეებიდან განსახვავდებიან, კოლხეთის ელემენტები *Digitalis ferruginea*, *Ranunculus grandiflorus*, *Erysimum aureum*, *Senecio platyphyllus* და სხვანი, რომელნიც ამ ტიპის ჯგუფებში სხვებზე უფრო ხშირად გვხვდება. ხავსების იარუსი კი შექმნილია ისეთი ტყის სახეობათაგან, როგორიცაა: *Polytrichum junipericum*, *Pogonatum urnigerum*, *P. aloides* და სხვ. (კეცხოველი, 1959).

## 2.1.6 ნიადაგური საფარი

**ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგები.** ნეშომპალა-კარბონატული (კორდიან-კარბონატული) ნიადაგების გეოგრაფია თან სდევს ზონაში კირქვებისა და მერგელების გეოგრაფიას. ამ ქანებს და მათზე განვითარებულ ნეშომპალა-კარბონატულ ნიადაგებს დიდი გავრცელება აქვთ დასავლეთ საქართველოში, მათ შორის ზემო იმერეთის რაიონებში (ტალახაძე, 1983).

ამ ნიადაგების ფართობი რესპუბლიკის ნიადაგების საერთო ფართობის 4.5%-ს შეადგენს (ტალახაძე, 1983; ურუშაძე, 1997). მისი უდიდესი ნაწილი აუთვისებელია და კალციფილ მუხის, რცხილის,



კუნელის თხელ ტყეებსა და ბუჩქნარებს უკავია. მცენარეთა საფარში ბალახების ფართო მონაწილეობის გამო, გაკორდების პროცესი შესამჩნევად არის გამოხატული. ათვისებული ფართობი გამოყენებულია ვენახის, ხეხილის, მათ შორის სუბტროპიკული ხეხილის, დაფნის და სხვა მრავალწლიანებისათვის. დასავლეთ საქართველოში მინდვრის კულტურებსაც თესავენ (ტალახაძე, 1983).

ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგების გენეზისს რიგი სპეციფიკური ნიშან-თვისება ახასიათებს. კირქვა და მერგელი, როგორც მონომინერალური დედაქანი, ნიადაგის ძირითად ჟანგეულებს ( $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  და სხვ.) უმნიშვნელო რაოდენობით შეიცავს. თ. ჩხეიძის მონაცემებით, საქართველოს ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგების მთავარი რაიონების კირქვებში  $\text{SiO}_2$  0.6-0.9%-ია,  $\text{Al}_2\text{O}_3$  1.5-1.6% და  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  0.6-2.0%. ასეთ ქანზე ნიადაგის წარმოქმნა, ნიადაგისა, რომელშიც პირველი ჟანგეული რამდენიმე ათეულ პროცენტს უდრის და მეორე და მესამე ჟანგეულის რაოდენობა ბევრად მეტია, ვიდრე კირქვაში, განსაკუთრებულ პროცესს უკავშირდება, რასაც თ. ჩხეიძის გამოკვლევებით კირქვებზე და მერგელებზე დასახლებული ლიტოფილები (ლიქენები, ხავსები და სხვ.) განაპირობებენ. ისინი, ქანთან შედარებით, თავიანთ ორგანიზმში ორჯერ მეტი რაოდენობით შეიცავენ  $\text{SiO}_2$ -ს, შვიდჯერ მეტი რაოდენობით  $\text{Al}_2\text{O}_3$  -ს და ხუთჯერ მეტი რაოდენობით  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ -ს. სპეციფიკური ბიოლოგიური აპარატის ასეთი მოქმედების შედეგად წარმოქმნილი წვრილმიწის თხელი ფენა ხავსის ქვეშ ქიმიური შედგენილობის სრულიად სხვა სურათს იძლევა  $\text{SiO}_2$  – 17.25%,  $\text{Al}_2\text{O}_3$  – 12.37% და  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  – 4.88%.

ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგების წარმოქმნის პროცესის თავისებურებას დედაქანი – კირქვა-მერგელი განსაზღვრავს, რომლის გავლენით ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგების წარმოქმნის პროცესში მონაწილეობენ კალციფილი მერქნიანები და ბალახოვანი

მცენარეები. ამდენად, ეს პროცესი კორდიანი ნიადაგთწარმოქმნის ხასიათს ატარებს (ტალახაძე, 1983).

ქანის ჭარბი კარბონატულობა ნიადაგთწარმოქმნის პროცესს ნეიტრალური ან სუსტი ტუტე რეაქციის პირობებში, ჰუმუსის წარმოქმნა-დაგროვების ინტენსიურ ხასიათს აძლევს – ჰუმუსის მუავათა კალციუმის იონით განეიტრალების გამო, ამიტომ ნეშომპალა-კარბონატულ ნიადაგს, განვითარების შესაფერისად, ჰუმუსის საკმაოდ დიდი რაოდენობით დაგროვება და ამის გამო შავი ან მოშავო შეფერილობა ახასიათებს.

ორდინალური ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგები პროფილის სიზრქის მიხედვით სამ დიდ ჯგუფად შეიძლება დაიყოს: მცირე სიღრმის – <30 სმ-ის, საშუალო სიღრმის – 30-60 სმ-ის და ღრმა >60 სმ-ის.

ღრმა ორდინალური ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგები, უმთავრესად, კირქვის ალოქტონურ, ნაშალ დელუვიურ ნაფენებზეა წარმოქმნილი, მცირე სიღრმის, დიდი ქანობის რელიეფის ელემენტებზე, ავტოქტონურ პირობებში (ტალახაძე, 1983).

ამ ნიადაგების საერთო ნიშანი ხირხატიანობაა. გამონაკლისი შემთხვევების გარდა, ნიადაგის მთელი პროფილი ხირხატიანია და ხირხატიანობა, როგორც წესი, სიღრმით მატულობს. არსებული მონაცემებით დასტურდება, რომ კირქვაზე და განსაკუთრებით დოლომიტიზირებულ კირქვაზე, წარმოქმნილი ეს ნიადაგები უფრო ხირხატიანია, ვიდრე მერგელებზე განვითარებული. უკანასკნელი ამასთან ერთად უფრო მძიმე მექანიკური შედგენილობისაა.

მექანიკური შედგენილობის მიხედვით ჩვეულებრივი ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგების სახეები ერთიმეორისგან ძალიან არ განსხვავდებიან. ნიადაგის წვრილმიწა ნაწილი, უმთავრესად, მსუბუქი და უფრო მეტად კი საშუალო თიხებია. მიკრონულ ფრაქციას

პროფილში განაწილების მხრივ დიდი რყევა არ ახასიათებს. ფიზიკური თიხის ( $<0.01$  მმ) მთავარი შემადგენელი ნაწილი მიკრონული ( $<0.001$  მმ) ფრაქციაა. მ. საბაშვილის, ა. გოგატიშვილის და სხვათა მონაცემებით, ამ ნიადაგებში ხირხატის ( $>1$  მმ) რაოდენობა ნიადაგის მთელი მასის ნახევარს და ზოგჯერ 70-80%-საც აღწევს.

ანალიზური მონაცემებით დასტურდება ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგების ჰუმუსის რაოდენობის რყევის დიდი ფარგლები, როგორც ქვეტიპებში, აგრეთვე ერთსა და იმავე ნიადაგის პროფილში სიღრმეების მიხედვით. ეს გარემოება სხვადასხვა მიზეზზეა დამოკიდებული. ჩვეულებრივ, კირქვებზე წარმოქმნილი ჩვეულებრივი ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგები მეტად ჰუმუსიანია, ვიდრე მერგელზე წარმოქმნილი იგივე ნიადაგი. ჰუმუსის მცირე რაოდენობით ხასიათდება უმეტესად ათვისებული ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგები.

ჩვეულებრივ ნეშომპალა-კარბონატულ ნიადაგებში  $\text{CaCO}_3$ -ის ყველაზე ნაკლები რაოდენობით მერგელზე წარმოქმნილი ნიადაგი შეიცავს – 12%. მეტს კი კირქვებზე წარმოქმნილი – 20-50%. ზოგჯერ, ნიადაგის ქვედა ფენების კარბონატების რაოდენობა კირქვის კარბონატების რაოდენობას უტოლდება და აღემატება კიდევ – 89%.

ამ ნიადაგებში მაღალ გაცვლით უნარიანობას აპირობებს მძიმე მექანიკური შედგენილობა, მიკრონული ფრაქციით სიმდიდრე და მაღალი კოლოიდურ-ქიმიური აქტივობის ჰუმატური ჰუმუსი. პროფილში გაცვლითუნარიანობას სტაბილურობა – სიღრმით თანაბარზომიერი შემცველობა – ახასიათებს. შთანთქმულ კათიონთა შორის გაცვლითი კალციუმის რაოდენობა მეტად დიდია. მაგნიუმის ნაკლებობა დაკავშირებული უნდა იყოს, კირქვაში Ca-სა და Mg-ის შემცველობას შორის მეტად გაფართოებულ თანაფარდობასთან – 40.

ამ ნიადაგების ეროზიისადმი მდგრადობას იწვევს მტკიცე აგრეგატული შედგენილობა, რომელიც ამავე დროს აწესრიგებს მის წყლოვან და აეროვან თვისებებს (ტალახაძე, 1983).

ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგები ხასიათდება კარგად გამოხატული ჰუმუსიანი ჰორიზონტით, ნეიტრალური ან სუსტად ტუტე რეაქციით, ჰუმუსის ჰუმატური ტიპით, მშთანთქავი კომპლექსის მაძღრობით, თიხა ან თიხნარი მექანიკური შემადგენლობით, ძირითადი ოქსიდების მეტ-ნაკლებად თანაბარი განაწილებით და რკინის სილიკატური ფორმების სიჭარბით (ურუშაძე, 1997).

ნეშომპალა-კარბონატულ ნიადაგებში ძირითადი ელემენტარული ნიადაგთწარმოქმნელი პროცესებია: ჰუმუსსიალიტიზაცია, ჰუმუსსწარმოქმნა და გასტრუქტურება (ურუშაძე, 1997).

**ყვითელ-ყომრალი ნიადაგები.** ყვითელ-ყომრალი ნიადაგები გავრცელებულია დასავლეთ საქართველოში სუბტროპიკული სარტყლის ყვითელმიწა-წითელმიწებსა და ყომრალ ნიადაგებს შორის. აღნიშნული ნიადაგები ზემო იმერეთში გვხვდება ვანის, ხარაგაულის, ბაღდათის, საჩხერის, ტყიბულის რაიონებში. მისი მთლიანი ფართობი ქვეყნის ტერიტორიის 1.5%-ს შეადგენს (ტალახაძე, 1983).

ყვითელ-ყომრალი ნიადაგების ტერიტორიის ერთი ნაწილი ტყეს უჭირავს – უმთავრესად წაბლისა და ნაწილობრივ, წიფლის ჯიშებს, ხოლო ტყისგან თავისუფალი ფართობები ათვისებულია ისეთი ძვირფასი სასოფლო-სამეურნეო კულტურებით, როგორცაა ჩაი და სუბტროპიკული კულტურები, თამბაქო, ხოლო ზოგან ვენახი, ხეხილი, სიმინდი და სხვ.

ყვითელ-ყომრალი ნიადაგები წარმოქნილია დასავლეთ საქართველოს ტყის ქვედა სარტყელში დანალექ და ამონადვარ ქანებზე ან მათი გამოფიტვის პროდუქტებზე. დედაქანები წარმოდგენილია შუა იურულ პორფირიტული წყების და ამონადვარი

ნეოფუზიების (ანდეზიტი, ანდეზიტო-ბაზალტი) ძველი, დენუდაციური ქერქით და მათი დერივატებით. ამ ნიადაგების წარმოქმნა მიმდინარეობს, ერთი მხრივ, ყომრალწარმოქმნის, ხოლო მეორე მხრივ, ყვითელმიწაწარმოქმნის პროცესების ერთობლივი მოქმედებით (ტალახაძე, 1983).

ყვითელ-ყომრალი ნიადაგები ხასიათდება პრაქტიკულად მკვდარი საფარის უქონლობით, ჩამონაცვენის უაღრესად სწრაფად გახრწნის გამო, მარცვლოვანი სტრუქტურის კარგად გამოხატული მძლავრი ჰუმუსოვანი ჰორიზონტით, კომპოვან-დაკუთხული სტრუქტურის ყვითელ-ყომრალი ილუვიური ჰორიზონტის არსებობით და ლექის მიგრაციის ნიშნების უქონლობით.

ყვითელ-ყომრალი ნიადაგები ხასიათდება მუავე რეაქციით. pH-ის მაჩვენებელი საშუალოდ 5.0-5.5 ფარგლებში მერყეობს. ყველაზე მაღალი მუავიანობით გამოირჩევა ჰუმუსიანი ჰორიზონტები. სიღრმით აღინიშნება მუავიანობის შემცირების ტენდენცია. ეს ნიადაგები ჰუმუსს დიდი რაოდენობით შეიცავენ და განაწილებას არა აქვს ტყის ნიადაგებისთვის დამახასიათებელი კანონზომიერება. ჰუმუსის შემცველობა მეტად ნელა, თანდათანობით მცირდება და პროფილის დიდ ნაწილში ვრცელდება – ერთი მეტრის სიღრმეზე მისი რაოდენობა ხშირად 1%-ზე მეტია. ჰუმუსის შესაბამისად მსგავსი კანონზომიერებით არის განაწილებული მთლიანი აზოტი, მისი დიდი რაოდენობა გამოწვეულია აზოტით მდიდარი ორგანული ნაერთების არსებობით. ყვითელ-ყომრალ ნიადაგებში ნახშირბადისა და აზოტის შეფარდება, ყომრალ ნიადაგებთან შედარებით, საკმაოდ ვიწროა და საშუალოდ 11.7-12.4-ს არ აღემატება.  $C_3:C_6$  შეფარდების მაჩვენებელი ერთზე ნაკლებია და საშუალოდ 0.7-0.8-ს უდრის. ნიადაგები ფუძეებით არამაძვარია. შთანთქმული წყალბადი საკმაოდ დიდი რაოდენობითაა და ზოგ შემთხვევაში მას შთანთქმის ტევადობის ნახევარზე მეტი

უჭირავს. კალციუმით და მაგნიუმით ყვითელ-ყომრალი ნიადაგები ღარიბია. მათი რაოდენობა დაკავშირებულია, ერთის მხრივ, ელუვიაციის პროცესებთან, მეორეს მხრივ, კი ნიადაგთწარმომქმნელი ქანის ლითოლოგიურ შედგენილობასთან (ურუშაძე, 1997).

მექანიკური შემადგენლობით ყვითელ-ყომრალი ნიადაგები მძიმე თიხნარებს წარმოდგენენ. ამ ნიადაგებს უმნიშვნელოდ ან სრულებით არ ახასიათებს მიკრონული ფრაქციების გადადგილება პროფილში.

ლექის ფრაქციაში  $\text{SiO}_2\text{:R}_2\text{O}_3$  მიხედვით ნიადაგების მინერალური ნაწილი ხასიათდება ფერალიტური გამოფიტვით, რადგანაც ეს შეფარდება 2.5-ზე ნაკლებია (ურუშაძე, 1997).

ყვითელ-ყომრალი ნიადაგებში დიდი რაოდენობით გვხვდება კაოლინიტი, ქლორიტები საშუალო რაოდენობითაა. შედარებით მცირე რაოდენობით აღინიშნება მონტმორილონიტი და ქარსები. თიხამინერალების ასეთი თანაფარდობა იწვევს ამ ნიადაგებში  $\text{K}_2\text{O}$ -ს მცირე რაოდენობით შემცველობას (1%-მდე).

ყვითელ-ყომრალი ნიადაგები ყომრალეებთან შედარებით მდიდარია რკინის ნაერთებით (არასილიკატური ფორმის). მათი ილუვიურ ჰორიზონტში დაგროვება ინტენსიური ჩარეცხვით უნდა აიხსნას.

ყვითელ-ყომრალი ნიადაგები ხასიათდება ლექის ფრაქციის უმნიშვნელო გადაადგილებით, მუხავე რეაქციით, რომელიც ხელს უწყობს რკინის მობილიზაციას და ამის შედეგად მეტალორგანული კომპლექსის წარმოქმნას. კაჟმიწის განაწილება პროფილის მიხედვით თანაბარია, რომელთაგანაც კორელაციაშია ერთანახევარი ჟანგეულების გადიდებული რაოდენობა და თანაბარი განაწილება, ფერალიტური გამოფიტვით, ჰუმუსოვანი ნივთიერებების გარკვეული ძვრადობით, ე.ი. სიღრმით ფულვომუხავების შესამჩნევი გადიდებით, არასილიკატური რკინის გადიდებული შემცველობით.

ყვითელ-ყომრალი ნიადაგების ძირითადი ელემენტარული ნიადაგთწარმომქნელი პროცესებია: ფერალიტიზაცია, ჰუმუსწარმოქმნა, გამოტუტვა (ურუშაძე, 1997).

**ყომრალი ნიადაგები.** ყომრალი ნიადაგები საქართველოში მეტად გავრცელებული ნიადაგებია, ისინი გვხვდება როგორც აღმოსავლეთ, ისე დასავლეთ და სამხრეთ საქართველოში. მათ ქვეყნის ტერიტორიის 18,1 % უჭირავთ (ურუშაძე, 1997). დასავლეთ საქართველოში ყომრალი ნიადაგები ესაზღვრება ყვითელ-ყომრალ და მთა-ტყე-მდელოს ნიადაგებს (ტალახაძე, 1983; ურუშაძე, 1997).

ყომრალი ნიადაგები ვითარდება წიფლნარების, მუქწიწვიანების, ფიჭვნარების, მუხნარების და სხვ. ტყეების ქვეშ.

ყომრალი ნიადაგები ნიადაგთწარმოქმნის შედარებით ახალგაზრდა ასაკით ხასიათდება, რაც დაკავშირებულია მათი მიდრეკილებით ევოლუციისაკენ სხვა ნიადაგურ ტიპებში (ურუშაძე, 1997).

ყომრალი ნიადაგები ხასიათდება კარგად გამოხატული მკვდარი საფარით, რომელიც შედგება ფოთლების, ტოტების, ქერქის ჩამონაცვენისაგან; ყომრალი შეფერვით, ჰუმუსოვან ჰორიზონტში შედარებით მუქი იერთ, კომპოვანი სტრუქტურით, ზედა ჰორიზონტებში კაკლოვანი და ნაწილობრივ მარცვლოვანი; ხირხატიანობით, რომელიც სიღრმით მატულობს; სიღრმით მექანიკური შედგენილობის გაზრდით (დამძიმებით).

ყომრალი ნიადაგები ხასიათდება სუსტად მუავე რეაქციით, რომელიც სიღრმით კლებულობს. ამასთან მუავეიანობის ყველაზე დაბალი მაჩვენებლები აღინიშნება პროფილის ზედა ნაწილში. ნიადაგები ზომიერად ჰუმუსიანი და ღრმად ჰუმუსირებულია – ყველაზე ქვედა ჰორიზონტებში ჰუმუსის შემცველობა ზოგჯერ 1%-ს აღწევს. ნიადაგები უზრუნველყოფილი არიან აზოტით. ჰუმუსის ტიპი

ფულვატურია. ნიადაგები, როგორც წესი, სუსტად ან საშუალოდ არამაძვარია. შთანთქმული კათიონების დაგროვებას პროფილის ზედა ნაწილში აქვს ბიოგენური ბუნება. გაცვლით კათიონებში მკვეთრად ჭარბობს კალციუმი. შთანთქმული კათიონების ჯამი საშუალოა (ურუშაძე, 1997).

ყომრალი ნიადაგები მექანიკური ფრაქციების პროფილში განაწილების მიხედვით ხასიათდება არაერთგვარობით, თუმცა ეს უკანასკნელი შედარებით უმნიშვნელოა. მექანიკური შედგენილობით ყომრალი ნიადაგები, ძირითადად, მიეკუთვნება საშუალო და მსუბუქ თიხნარებს, იშვიათად მძიმეს. უმრავლეს შემთხვევაში ფიზიკური თიხისა და ლექის შემცველობა სიღრმით შესამჩნევად იზრდება.

ყომრალი ნიადაგების თიხა მინერალები წარმოდგენილია ჰიდროქარსებით, მონთმორილონიტის შერეულშრიანი წარმონაქმნით და აგრეთვე ქლორიტითა და კაოლინიტით.

ყომრალ ნიადაგებში რკინის სხვადასხვა ფორმის შემცველობა საკმაოდ მაღალია.

ამგვარად, ყომრალი ნიადაგები ხასიათდება შემდეგი დიაგნოსტიკური მაჩვენებლებით: გენეტიკურ ჰორიზონტებზე სუსტი დიფერენციაცია, პროფილის მეტ-ნაკლებად მონოტონური ყომრალი შეფერილობა, კარგად გამოხატული მკვდარი საფარის არსებობა, სუსტად მჟავე ან მჟავე რეაქცია. პროფილის მთელი სიზრქის გათიხება, ლექის სუსტი გადაადგილება პროფილის მიხედვით, კაჟმიწისა და ერთნახევარი უნგეულების მეტნაკლებად თანაბარი განაწილება, რკინის მოძრავი ფორმების მაღალი შემცველობა, საშუალო და ღრმა ჰუმუსირება, ჰუმუსის ფულვატური ტიპი, მინერალური ნაწილის გამოფიტვის სიალიტური ტიპი, ლექის ფრაქციაში ჰიდროქარსების მონთმორილონიტის და ქარს-მონთმორილონიტის შერეულშრიანი წარმონაქმნები.



ყომრალი ნიადაგების ძირითადი ნიადაგთწარმოქმნელი პროცესებია: მულის ტიპის ჰუმუსის დაგროვება, გათიხება, ლესივირება (ურუშაძე, 1997).

**ალუვიური ნიადაგები.** ალუვიური ნიადაგები ხასიათდება რეგულარული დატბორვით და ნიადაგის ზედაპირზე ალუვიონის შრეების დალექვით. ეს ნიადაგები ხასიათდება ნაირგავრი რეჟიმით, შენებით და თვისებებით. მათი თვისებები ბევრად განისაზღვრება იმ აუზის ბუნებით, სადაც ვითარდება ეს ნიადაგები. ნიადაგურ პროფილს ჩვეულებრივ შემდეგი აგებულება აქვს: A-BC-C-CD.

ალუვიური ნიადაგების საერთო ფართობი საქართველოში 351 400 ჰა-ს (5%) შეადგენს. ისინი ფორმირდება საქართველოს მთელს ტერიტორიაზე სხვადასხვა ბუნებრივ ზონაში (ურუშაძე, 1997).

ალუვიური ნიადაგები ფორმირდება სხვადასხვა ბუნებრივ ზონაში და ყოველ კონკრეტულ შემთხვევაში ხასიათდება იმ ზონის კლიმატური პირობებით. ასევე საკმაოდ ჭრელია ალუვიონის მასალა, რაზედაც ვითარდება ეს ნიადაგები. ბუნებრივი მცენარეულობა წარმოდგენილია ჭაღის მცენარეულობით. დიდ ფართობზე ეს ტერიტორია ათვისებულია სხვადასხვა სასოფლო-სამეურნეო კულტურების ქვეშ.

ალუვიური ნიადაგები ხასიათდება გენეტიკურ ჰორიზონტებზე სუსტი დიფერენციაციით, ცუდი გასტრუქტურებით, შრეობრივი აგებულებით, ხირხატიანობით.

ალუვიური ნიადაგები ხასიათდება მუავე, ნეიტრალური ან ტუტე რეაქციით, იმისდა მიხედვით თუ რომელ აუზში ფორმირდება ეს ნიადაგები. ჰუმუსის შემცველობა საშუალო ან მცირეა, ნიადაგის პროფილი ღრმად ჰუმუსირებულია. აზოტის შემცველობა მაღალი ან საშუალოა. შთანთქმის ტევადობა კი დაბალი ან საშუალო. ამ ნიადაგების შრეობრივი აღნაგობა (პირველ რიგში მექანიკური

შედგენილობით) მათი ერთ-ერთი დიაგნოსტიკური მაჩვენებელია. ამის მიუხედავად ძირითადი ჟანგულებების განაწილება, როგორც ნიადაგში, ისე ლექის ფრაქციაში, მეტნაკლებად თანაბარია (ურუშაძე, 1997).

თიხა მინერალები წარმოდგენილია ფართო სპექტრით – მონტმორილონიტი, კაოლინიტი, ჰალუაზიტი, ჰიდროქარსები და სხვ. რკინის სხვადასხვა ფორმას არათანაბარი განაწილება აქვს. ამასთან სილიკატური რკინის შემცველობა მკვეთრად ჭარბობს არასილიკატურს.

ალუვიური ნიადაგების ძირითადი ელემენტარული ნიადაგთწარმომქმნელი პროცესებია: ჰუმუსწარმოქმნა, გამდებლობა და გაღებება.

ალუვიური ნიადაგები განსხვავდებიან ზონალური ნიადაგებისაგან უფრო სუსტად განვითარებული პროფილით, შრეობრივი აგებულებით გაღებების ნიშნებით (ურუშაძე, 1997).

## 2.2 ნიმუშების აღების მეთოდი

### 2.2.1 ნიადაგები

საკვლევ რაიონში გავცელებული ნიადაგური ტიპების შესწავლისათვის ნიადაგის ნიმუშები აღებულია გენეტიკური ჰორიზონტების მიხედვით, ტერიტორიის მაქსიმალურად დაფარვის მიზნით. რისთვისაც გაკეთდა 12 ნიადაგური ჭრილი და შესწავლილია 45 ნიმუში.

ნიადაგში მძიმე ლითონების და წყალში ხსნადი ანიონების შესწავლის მიზნით ნიადაგის ნიმუშები აღებულია ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხნის მიმდებარე ტერიტორიიდან, რომელიც რეგიონში გარემოს ძირითად ანთროპოგენურ გამჭუჭყიანებელს წარმოადგენს, გაბატონებული ქარების მიმართულებით, რელიეფის თავისებურებების გათვალისწინებით. კერძოდ, ქარის ძირითადი

მიმართულების შესაბამისად აღმოსავლეთით 41 კმ-ის რადიუსში ლიხის ქედამდე, მდინარეების ძირულისა და ჩხერიმელის აუზში, ცენტრალური ავტომაგისტრალებიდან მოშორებით, რათა მინიმუმადე შეგვემცირებინა ავტოტრანსპორტის გამონაბოლქვის გავლენა ნიადაგში ლითონების შემცველობაზე და დასავლეთით 20 კმ-ის რადიუსში მდ. ყვირილას აუზში. სულ გაკეთდა 15 ნიადაგური ჭრილი, თითოეულ ჭრილიდან აღებულია სამი-ოთხი ნიმუში ფიქსირებულ სიღრმეზე, შემდგომში მათი შესადარისობის უზრუნველსაყოფად. ბუნებრივ საძოვრებზე და ტყის საფარის ქვეშ 0-10, 10-20, 20-40 და 40-60 სმ-ზე, ხოლო სახნავ მიწებზე – 0-15, 15-30 და 30-60 სმ-ზე. სულ აღებულია 55 ნიმუში.

საერთო ჯამში საკვლევ ტერიტორიაზე გაკეთდა 27 ნიადაგური ჭრილი, საიდანაც აღებული და შესწავლილია 100 ნიმუში.

## 2.2.2 წყლები

წყლის ნიმუშების აღება განხორციელდა იმ მიზნით, რათა მაქსიმალურად მოეცვა საკვლევ რეგიონში არსებულ დასახლებულ პუნქტებში სასმელი წყლის ძირითადი წყაროები. ნიმუშები აღებულია როგორც ბუნებრივი წყაროებიდან და ჭებიდან, ისე წყალმომარაგების ქსელიდან. სულ აღებული და შესწავლილია 23 ნიმუში.

## 2.3 ნიმუშების ლაბორატორიული ანალიზი

- 1) კარბონატების განსაზღვრა მოცულობითი მეთოდით, კალციმეტრის გამოყენებით (ტალახაძე, ნაკაშიძე, კირვალიძე, 1973).
- 2) შთანთქმული კათიონების განსაზღვრა ტრილონ B (ეთილენდიამინოტეტრა ძმარმჟავას მარილის) ტიტრის საშუალებით (ტალახაძე, ნაკაშიძე, კირვალიძე, 1973).

- 3) საერთო ჰუმუსის განსაზღვრა ი. ტიურინის მეთოდით, ფ. სიმაკოვისა მოდიფიკაციით (ტალახაძე, ნაკაშიძე, კირვალიძე, 1973).
- 4) ჰიგროსკოპული წყალი ნიადაგის 105<sup>0</sup>C-ზე გამოშრობით (ტალახაძე, ნაკაშიძე, კირვალიძე, 1973).
- 5) pH – წყლით გამონაწურში პოტენციომეტრიული მეთოდით (ტალახაძე, ნაკაშიძე, კირვალიძე, 1973).
- 6) ელექტროგამტარობა – კონდუქტომეტრიული მეთოდით (ტალახაძე, ნაკაშიძე, კირვალიძე, 1973).
- 7) მძიმე ლითონების საერთო ფორმების შესწავლა ავსტრიული სდანდარტის მიხედვით (ÖNORM L 1085, 1999). ექსტრაქტი მიიღება კონცენტრირებული აზოტმჟავას გამოყენებით 1:10 შეფარდებით, 140<sup>0</sup>C-ზე 2 სთ-ის მანძილზე დუღილით. მიღებულ ექსტრაქტში ლითონების განსაზღვრა განხორციელდა ატომურადსორბციული მეთოდით, ალური (Perkin Elmer 2100) და გრაფიტის მილიანი (Perkin Elmer AS-70) სპექტრომეტრის მეშვეობით.
- 8) ანიონების შესწავლა წყლის გამონაწურში ავსტრიული სდანდარტის მიხედვით (ÖNORM L 1092, 1993). ნიადაგის წყლის გამონაწური მიიღება 1 წილ ნიადაგზე და 10 წილი წყლის დამატებით (1:10), რომლის ნჯღრევა ხორცილედება 1 სთ-ს განმავლობაში. ნიადაგის გამონაწურში და ასევე წყლის ნიმუშებში ანიონების განსაზღვრა მოხდა იონური ქრომატოგრაფის (DIONEX) მეშვეობით.

## 2.4 მონაცემთა სივრცობრივი ანალიზი გის-ის გამოყენებით

*გის-ის მცნება.* საკვლევი რაიონისთვის შეიქმნა რელიეფის სამგამზომილებიანი ციფრული მოდელი (დანართი, რუკა 1), რომელიც ასახავს როგორც რეგიონის გეოგრაფიულ თავისებურებებს, ისე ნიადაგის და წყლის ნიმუშების ადების ადგილებს. აღნიშნული ციფრული რუკა დაკავშირებულია სპეციალურ მონაცემთა ბაზასთან,

სადაც განთავსებულია საველე და ლაბორატორიული კვლევის შედეგები. ველზე ნიმუშების აღების ადგილების კოორდინატები აღებულ იქნა GPS-ის (Global Positioning System) გამოყენებით. რუკისა და მონაცემთა ბაზის შედგენა განხორციელდა გეოგრაფიული სისტემების (GIS) გამოყენებით.

თანამედროვე გეოინფორმაციული სისტემები წარმოადგენენ ახალი ტიპის ინტეგრირებულ სისტემებს, რომლებიც ერთის მხრივ, შეიცავენ უკვე არსებული ავტომატიზირებული სისტემების მონაცემთა დამუშავების მეთოდებს, მეორეს მხრივ, კი ფლობენ მონაცემთა დამუშავებისა და ორგანიზაციის საკუთარ სპეციფიკას, რაც პრაქტიკულად განსაზღვრავს მათ, როგორც მრავალმხრივ და მრავალასპექტოვან სისტემებს. GIS-ი გათვლილია არამარტო მონაცემთა დამუშავებაზე, არამედ ხშირ შემთხვევაში ექსპერტული შეფასების საშუალებასაც იძლევა, რაც მხოლოდ მონაცემთა ბაზის დონეზე შეუძლებელია. GIS-ი წარმოადგენს ავტომატიზირებულ საინფორმაციო სისტემას, რომელიც განკუთვნილია სივრცით-დროითი მონაცემების დამუშავებისათვის, რომლის ინტეგრაციის საფუძველს წამოადგენს გეოგრაფიული ინფორმაცია (Цветков, 1998).

დღეს, მსოფლიოში, კოლოსალური რაოდენობის გეოინფორმაციული სისტემა არსებობს, რომლებიც ერთმანეთისაგან განსხვავებულია დანიშნულებით, სტრუქტურითა და მთელი რიგი თავისებურებებით. დანიშნულების მიხედვით ყველა მათგანი შეიძლება დაეყოს ორ დიდ ჯგუფად: სტანდარტულ და სპეციალურ GIS-ებად (ნიკოლაიშვილი, 2004).

სტანდარტული (უნივერსალური) გეოინფორმაციული სისტემების მთავარი თავისებურება იმაში მდგომარეობს, რომ იგი გვთავაზობს კომპიუტერული პროცედურების შესრულების ერთგვარ მზა ფორმატს. მათი მეშვეობით შესაძლებელია მონაცემთა ბაზებისა და

კარტოგრაფიული საფუძვლის ურთიერთდაკავშირება, აგრეთვე, თემატური რუკის შექმნა და გამობეჭვდა. გის-ის მეშვეობით შეგვიძლია მივიღოთ სტატისტიკური და კარტოგრაფიული ინფორმაცია. სტანდარტულ გის-ებს მიეკუთვნება: IDRSI, MapInfo, ArcInfo, ArcView, PC Arc/Info, Vertical Mapper, AutoCad Map, Network Analyst, Atlas GIS და სხვა (ნიკოლაიშვილი, 2004).

გეოინფორმაციული სისტემების ერთ-ერთი ყველაზე მნიშვნელოვანი და შეიძლება ითქვას, გადამწყვეტი ნაწილია მონაცემთა მართვის სისტემა, რომელიც ფართოდ გამოიყენება სხვადასხვა სახის მონაცემების მოდელირებისათვის. განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია სივრცითი მონაცემების ბაზა, რომელიც გის-ის საფუძველს ქმნის (ნიკოლაიშვილი, 2004).

მონაცემთა ბაზა არის მონაცემების ნაკრები, რომელიც გამიზნულია ობიექტების ინფორმაციული მოდელების შესაქმნელად და გამოიყენება ინფორმაციის დამუშავებისათვის (Беручашвили, Жучкова, 1997).

მონაცემთა ბაზის მართვის სისტემა არის გის-ის ინტეგრირებული და მნიშვნელოვანი კომპონენტი, რომელიც გამიზნულია მონაცემთა შენახვის, მანიპულაციისა და ძებნისათვის. განსაკუთრებით ღირებულია იგი ციფრული კარტოგრაფიული მონაცემების დამუშავებისათვის (ნიკოლაიშვილი, 2004).

ამჟამად გეოგრაფიული ინფორმაციის სრულყოფილი დამუშავების მთავარ წყაროს წარმოადგენს ადგილის ციფრული მოდელი (DTM), რომლის მეშვეობითაც შესაძლებელია ტოპოგრაფიული ზედაპირის კომპიუტერული გამოსახულების შექმნა, მისი ანალიზი, მოდელირება და სხვადასხვაგვარი ვიზუალიზაცია. მონაცემების შეტანისა და მოდელირების მიხედვით, იგი განსხვავებულია პლანიმეტრიული (2D – ორგანზომილებიანი) მოდელებისგან. ზოგიერთი მკვლევარი ადგილის

ციფრული მოდელის ნაცვლად გვთავაზობს ტერმინს სიმაღლის ციფრულ მოდელს (DEM), რაც უშუალოდ გულისხმობს რელიეფის გამოსახვას (ნიკოლაიშვილი, 2004).

ციფრული რუკა არის ობიექტის მათემატიკური მოდელი, რომელიც კოდირებულია წერტილის კოორდინატებისა და აპლიკატის ციფრულ ფორმაში. ე.ი. რუკის ციფრული ფორმით წარმოდგენა გულისხმობს იმას, რომ გამოსახულების თითოეულ წერტილს შეესატყვისება ერთი რიცხვი –  $Z$  აპლიკატი. მაგალითად, ადგილის სიმაღლე, ტყის სიხშირე, მოსახლეობის სიმჭიდრო და სხვ. (Берлянт, 1985).

ადგილის ციფრული მოდელის შესაქმნელად ხშირად სარგებლობენ კარტოგრაფიული წყაროებით (კერძოდ, ტოპოგრაფიული რუკებით), რომელთა საფუძველზეც იქმნება ერთგვარი კონტურებიანი რუკები და პროფილები, ვერტიკალური ჭრილები. ყველაზე ხშირად ეს პროცედურა აციფვრით ან სკანირება-ვექტორიზაციით ხორციელდება და საკმაოდ ფართოდ გამოიყენება დიდი მოცულობის მონაცემების დამუშავებისთვის (ნიკოლაიშვილი, 2004).

**გეოინფორმაციული სისტემების მნიშვნელობა.** პრაქტიკული დანიშნულების გამო გის-ები ფართოდ გავრცელდა მსოფლიოს მრავალი ქვეყნის სამეცნიერო-კვლევით და სასწავლო დაწესებულებებში. ამჟამად, მსოფლიოში ფუნქციონირებს მრავალი სხვადასხვა ტიპის გეოინფორმაციული სისტემა. ზოგიერთ ორგანიზაციაში ძირითადი აქცენტი გადატანილია გეოინფორმაციის მეთოდოლოგიური საფუძვლების ჩამოყალიბებაზე, კარტოგრაფიული ინფორმაციის დამუშავებასა და გარემოს მოდელირებაზე (ნიკოლაიშვილი, 2004).

გის-ის გამოყენებას სოფლის მეურნეობაში შედარებით მცირე ხნის ისტორია აქვს, თუმცა ეს პერიოდი საკმარისი აღმოჩნდა ამ

სფეროში მისი ადგილის დასამკვიდრებლად. ამჟამად ისინი ფართოდ გამოიყენება აშშ-სა და დასავლეთ ევროპის ქვეყნებში, როგორც მეცნიერული კვლევების დროს, ისე პრაქტიკულ საქმიანობაში. გის-ის მეშვეობით შესაძლებელი გახდა სოფლის მეურნეობისათვის საჭირო გეოგრაფიული ინფორმაციის ინტერპრეტირება და ანალიზი. გის ტექნოლოგიების გამოყენებით შესაძლებელია სასოფლო-სამეურნეო ნაკვეთის დაყოფა ფერდობის დაქანების, ექსპოზიციის, ნიადაგის ტიპის და მასში საკვები ელემენტების შემცველობის მიხედვით. აღნიშნული ინფორმაციის საფუძველზე გის პროგრამების მეშვეობით იქმნება ციფრული რუკები, რომელიც მიბმულია რეალურ გეოგრაფიულ კოორდინატებზე, რაც საკმაოდ მნიშვნელოვანია ცალკეული კულტურისათვის ოპტიმალური პირობების შესარჩევად, სწორი განოყიერებისათვის, სარწყავი სისტემის ორგანიზებისა და ნიადაგდაცვითი ღონისძიებების ჩასატარებლად.

მსგავს რუკებს გააჩნიათ მთელი რიგი უპირატესობები ქალაქებზე არსებულ რუკებთან შედარებით. მათი მეშვეობით შესაძლებელია გეოინფორმაციული მონაცემების და გამოსახულებების დამუშავება და ანალიზი, ციფრული სამგანზომილებიანი მოდელების აგება, მასშტაბისა და პროექციის შეცვლა, მომხმარებელს შეუძლია ერთდროულად იხილოს შინაარსობრივად განსხვავებული გრაფიკული გამოსახულება და მოახდინოს მათი ანალიზი, დაამატოს ან მოაშოროს ეკრანს ინფორმაცია, გამოიყენოს ეკრანული ეფექტები (ფერის შეცვლა, განათება და ა.შ.), ამასთან მათ აქვთ მუდმივი განახლების უნარი, რითაც კიდევ უფრო იზრდება მათი მნიშვნელობა (Цветков, 1998).



### თავი 3. შედეგები და განხილვა

ჩვენს მიერ ჩატარებული საველე და ლაბორატორიული გამოკვლევებით (ცხრილი 8) დადგინდა, რომ აღნიშნულ რაიონში ძირითადად გვხვდება ყვითელ-ყომრალი, ნეშომპალა-კარბონატული და ალუვიური ნიადაგები, შედარებით იშვიათად ყომრალი ნიადაგები.

ყვითელ-ყომრალი ნიადაგები ძირითადად გავრცელებულია ზღვის დონიდან 400-500 მ-დან 900-1000 მ-მდე, სადაც მცენარეულობა წარმოდგენილია წაბლნარებით, რომლებშიც მინარევებად გვხვდება კაკასიური რცხილა, ჰართვისის მუხა, აღმოსავლეთის ნეკერჩხალი და სხვ. ეს ნიადაგები გენეტიკური ჰორიზონტების მიხედვით შემდეგი აღნაგობით ხასიათდებიან: A, AB, B, BC, C; ან A, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>, BC.

ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგები გვხვდება ზღვის დონიდან 500-600 მ-მდე, სადაც ბუნებრივი მცენარეულობა წარმოდგენილია მუხნარ-რცხილნარებით, ბალახეულობის ფართო მონაწილეობით. პროფილის შემდეგი შენებით: A, B, C; A, AB.

ყომრალი ნიადაგები გვხვდება ზღვის დონიდან 900-1800 მ-ის ფარგლებში უმეტესად წიფლნარებისა და წიწვოვანების ქვეშ, პროფილით A, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>, BC<sub>2</sub>.

ალუვიური ნიადაგები ხასიათდება რეგულარული დატბორვით და ნიადაგის ზედაპირზე ალუვიონის შრეების დალექვით. ეს ნიადაგები ხასიათდება ნაირგავრი რეჟიმით, შენებით და თვისებებით. მათი თვისებები ბევრად განისაზღვრება იმ აუზის ბუნებით, სადაც ვითარდება ეს ნიადაგები. ნიადაგურ პროფილს ჩვეულებრივ შემდეგი აგებულება აქვს: A, BC, C, CD.

ცხრილი 8. ზოგიერთი ნიადაგის საერთო თვისებები

ჭრ. №	სიღრმე (სმ)	pH	ჰუმუსი (%)	შთანქმული კათიონები მგ-ექვ/100 გ. ნიადაგზე							CaCO <sub>3</sub> (%)
				Ca	Mg	H	ჯამი	% ჯამიდან			
								Ca	Mg	H	
ეომრალი											
3	0-5	5.75	-	17.38	8.86	1.00	27.24	63.82	32.52	3.66	არაა
	5-15	5.10	7.94	15.09	8.85	2.60	26.54	56.85	33.34	9.81	„-“
	15-30	5.00	7.04	12.46	4.94	7.00	24.38	51.12	20.18	28.70	„-“
	30-55	4.90	2.68	11.15	3.28	7.40	21.83	51.08	15.03	33.89	„-“
	55-110	4.95	0.40	12.14	5.24	5.80	23.18	52.36	22.60	25.04	„-“
10	0-8	6.95	4.51	21.65	11.48	არაა	33.13	65.34	34.66	-	0.46
	8-30	6.80	1.88	18.37	11.48	„-“	29.85	61.53	38.47	-	0.46
	30-45	6.65	1.64	14.43	10.17	„-“	24.60	58.67	41.33	-	0.46
	45-75	6.65	1.49	15.09	11.15	„-“	26.24	57.50	42.50	-	0.46
ევითელ-ეომრალი											
1	0-12	6.35	1.88	17.06	11.80	2.00	30.86	55.28	38.24	6.48	არაა
	12-22	5.75	0.35	17.38	13.40	1.60	31.78	54.70	42.16	3.14	„-“
	22-45	5.70	0.25	16.4	11.48	1.80	29.68	55.26	38.68	6.06	„-“
	45-60	5.70	0.15	16.07	12.47	1.40	29.94	53.68	41.65	4.67	„-“
	60-90	5.70	0.15	22.07	15.42	2.00	40.38	56.86	38.19	4.95	„-“
7	0-12	5.45	2.03	16.40	4.59	7.60	28.59	57.36	16.05	26.59	„-“
	12-30	4.10	1.09	17.38	7.88	8.60	33.86	51.34	23.27	25.39	„-“
	30-60	4.50	0.84	18.70	9.18	8.40	36.28	51.54	25.30	23.23	„-“
	60-90	4.55	0.64	16.40	9.18	8.20	33.78	48.55	27.17	24.28	„-“
4	0-10	6.50	5.21	15.42	6.88	2.20	24.50	62.92	28.08	9.00	0.46
	10-20	6.35	1.59	16.40	10.50	2.60	29.50	55.59	35.59	8.82	0.46
	20-50	6.40	0.45	16.07	10.17	1.40	27.64	58.15	36.79	5.06	0.46
	50-100	6.70	0.25	16.40	11.48	არაა	27.88	58.82	41.18	-	0.46
5	0-8	6.40	4.46	53.46	12.14	2.00	67.60	79.09	17.96	2.95	0.46
	8-20	6.65	1.78	63.14	19.02	2.00	74.16	71.65	25.65	2.70	0.46
	20-50	6.70	0.45	49.20	18.70	1.80	69.70	70.59	26.83	2.58	0.46
2	0-15	5.55	5.75	22.63	11.15	2.80	36.58	61.87	30.49	7.64	„-“
	15-25	5.05	2.83	19.02	8.86	2.60	30.48	62.41	29.07	8.52	„-“
	25-55	4.95	1.39	15.74	6.24	4.00	25.98	60.06	24.02	15.38	„-“
	55-90	5.05	0.99	14.76	8.20	2.60	25.56	57.75	32.08	10.17	„-“

ცხრილი 8. ზოგიერთი ნიადაგის საერთო თვისებები (გაგრძელება)

ჭრ. №	სიღრმე (სმ)	pH	ჰუმუსი (%)	შთანთქმული კათიონები მგ.-ექვ/100 გ. ნიადაგზე							CaCO <sub>3</sub> (%)
				Ca	Mg	H	ჯამი	% ჯამიდან			
								Ca	Mg	H	
<b>ნეშომპალა-კარბონატული</b>											
6	0-8	7.95	2.23	52.48	13.12	არაა	65.60	80.00	20.00	-	5.58
	8-20	8.00	0.99	32.14	8.86	„-“	41.00	78.40	21.60	-	4.65
8	0-15	6.75	3.17	25.58	8.20	„-“	33.78	75.74	24.26	-	0.46
	15-35	7.50	1.34	26.24	9.84	„-“	36.08	72.73	27.27	-	1.39
	35-70	7.75	0.40	24.60	10.17	„-“	34.70	70.75	29.25	-	2.79
9	0-10	7.25	3.47	22.96	10.82	„-“	33.78	67.96	32.04	-	29.30
	10-20	8.20	1.19	25.06	12.46	„-“	37.72	66.96	33.04	-	24.18
	20-50	8.45	0.30	17.06	12.46	„-“	29.52	57.78	42.22	-	69.76
11	0-10	7.85	1.88	27.22	11.48	„-“	38.72	70.33	29.67	-	14.88
	10-25	8.00	1.34	33.13	12.79	„-“	45.92	72.14	27.86	-	13.49
	25-50	8.00	1.09	30.18	13.77	„-“	43.95	68.67	31.33	-	7.44
	50-100	8.05	1.14	22.96	6.44	„-“	35.42	64.82	35.18	-	1.39
12	0-8	7.65	5.36	32.80	13.78	„-“	46.58	70.42	29.58	-	38.13
	8-20	8.00	2.08	31.82	13.44	„-“	45.26	70.30	29.70	-	51.16
	20-35	8.70	0.94	30.83	15.42	„-“	46.25	66.66	33.34	-	69.76
	35-70	8.75	0.40	27.22	19.68	„-“	46.90	58.05	41.95	-	69.76
<b>ალუვიური</b>											
21	0-10	7.65	3.27	26.24	7.24	„-“	33.46	78.42	21.58	-	არაა
	10-20	7.60	1.14	29.85	11.81	„-“	41.66	71.65	28.35	-	„-“
	20-40	7.55	0.99	27.24	11.14	„-“	38.38	70.93	29.07	-	„-“
	40-60	7.20	0.25	28.54	15.41	„-“	43.95	64.93	35.07	-	„-“

### 3.1 მძიმე ლითონების შემცველობა ნიადაგებში და მათი განაწილება საკვლევ რაიონში

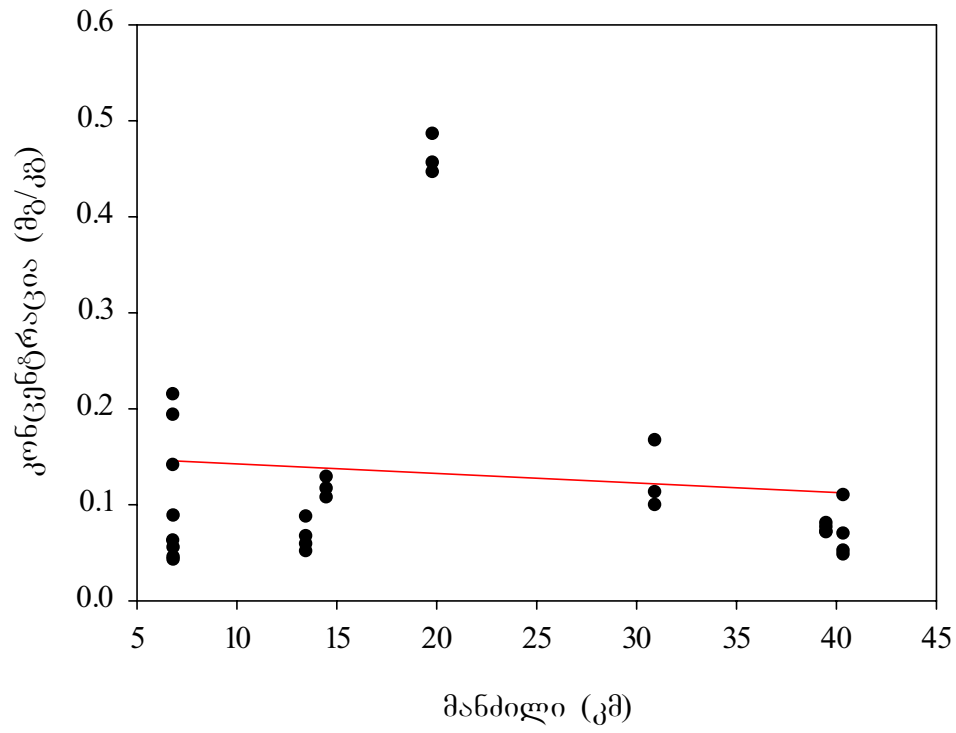
ლაბორატორიული ანალიზის შედეგებმა აჩვენა, რომ საკვლევ რაიონში ნიადაგები მეტ-ნაკლებად გატუჭყიანებულია მძიმე ლითონებით (დანართი, ცხრილი 2). თუმცა მათი შემცველობა იცვლება ნიმუშის ადების სიღრმის, გატუჭყიანების წყაროდან დაშორების, ნიადაგის თვისებების, მცენარეულობის ტიპის და სხვა ფაქტორთა გავლენით.

ამასთან აღინიშნა ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხნის გავლენა რეგიონის გაჭუჭყიანებაზე. ქარხანა 1933 წლიდან ფუნქციონირებს და პირველი გაზგამწმენდი კომპლექსი მხოლოდ 1983 წელს ამოქმედდა, რომლის გამტარუნარიანობა საათში 480 000 მ<sup>3</sup>-ს შეადგენს. საწარმოს სრული დატვირთვით ფუნქციონირების პერიოდში ფილტრებით დაჭერილი მანგანუმის მტვრის რაოდენობა დღე-ღამეში 70 ტონას აჭარბებდა (ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხანა, 1983). გ. გუნიას თანახმად ქ. ზესტაფონში ჰაერი მნიშვნელოვნადაა გაჭუჭყიანებული ფეროშენადნობთა ქარხნის გამონაბოლქვით, რადგან არ არის გათვალისწინებული გაბატონებული ქარების მიმართულება (Гуния, 1985).

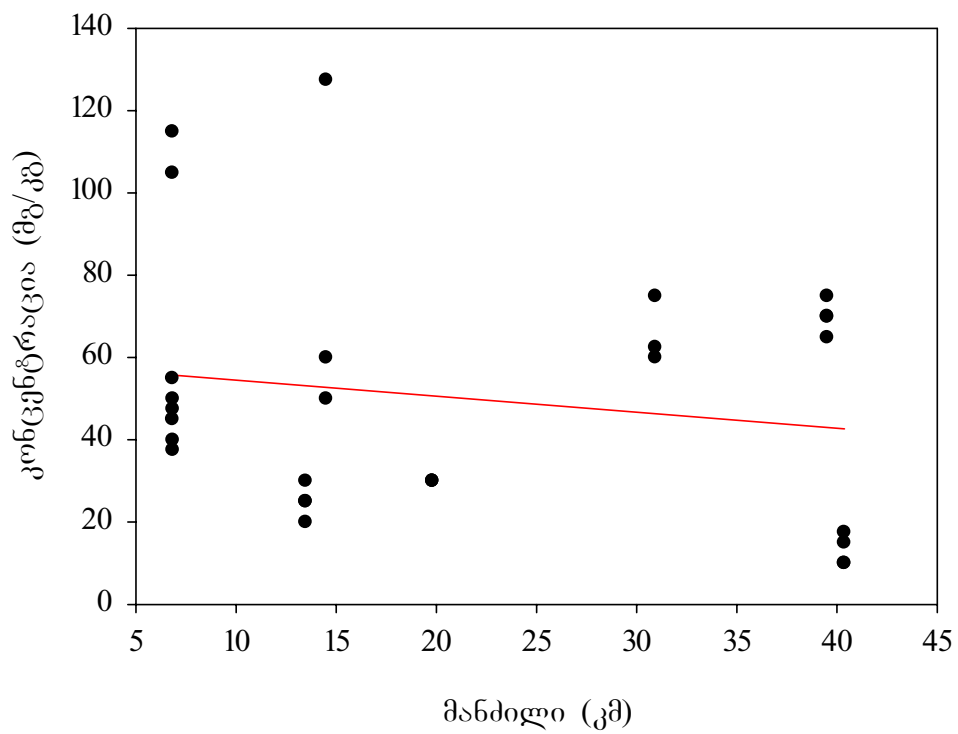
შესწავლილი მძიმე ლითონების, Cd-ის, Cu-ის, Mn-ის, Ni-ის, Pb-ის, Zn-ის, საერთო ფორმების შემცველობა ნიადაგებში თანდათან მცირდება გაჭუჭყიანების წყაროდან აღმოსავლეთით ღიხის ქედამდე აღებულ ნიადაგურ ნიმუშებში, რაც კარგად ჩანს აღნიშნულ მონაკვეთში აღებულ 8 ნიადაგური ჭრილის მონაცემებზე დაყრდნობით აგებულ გრაფიკებზე (გრაფ. 1, 2, 3, 4, 5, 6). თითოეული გრაფიკის X ღერძზე მოცემულია მანძილი ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხნიდან ჭრილის აღების ადგილამდე, ხოლო Y ღერძზე ელემენტის შემცველობა ნიადაგში. გრაფიკებზე გავლებული წირი ასახავს ელემენტის კონცენტრაციის კლების ტენდენციას. თუმცა, კონცენტრაციის კლების ხასიათი განსხვავებულია ცალკეული ელემენტის შემთხვევაში, რაც განპირობებულია გარემოში ცალკეული ლითონის სხვა წყაროების არსებობასა და ნიადაგში მათი ქცევის ხასიათზე. მაგ. ტყვიის შეცველობის კლების ტენდენცია ყველაზე ნაკლებ შესამჩნევია, რაც შეიძლება აიხსნას ნიადაგში მის მოხვედრაზე მოქმედი სხვა ფაქტორების გავლენით, როგორცაა ავტოტრანსპორტის გამონაბოლქვი, რომლის სრული გამორიცხვა

ავტომაგისტრალიდან დაშორების მიუხედავად პრაქტიკულად შეუძლებელია.

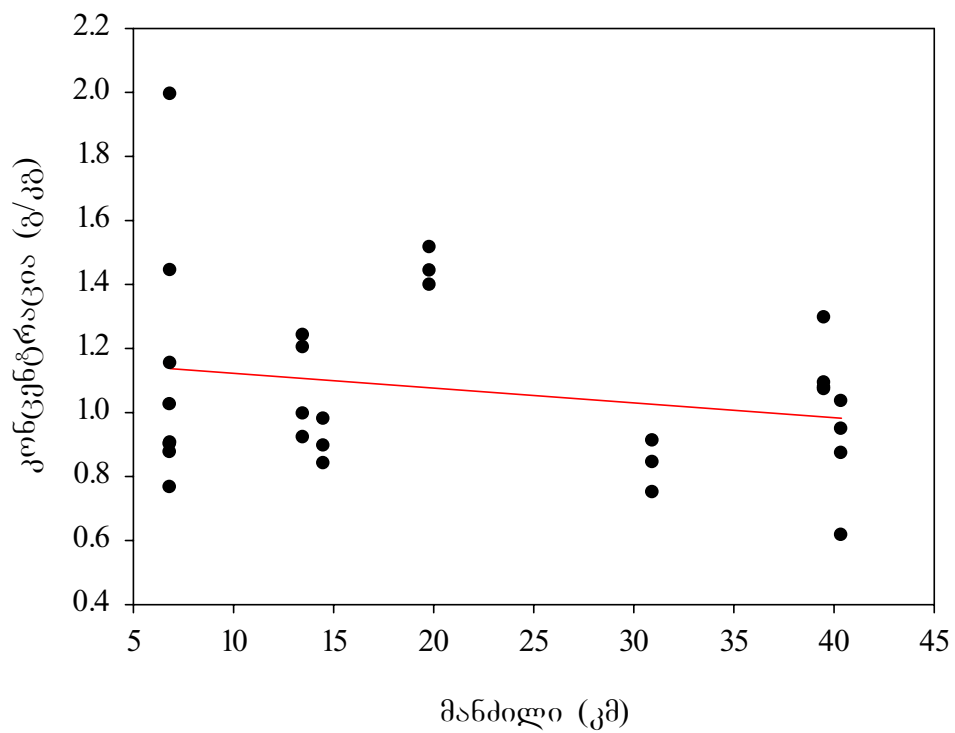
გრაფიკი 1. კადმიუმის განაწილება აღმოსავლეთით



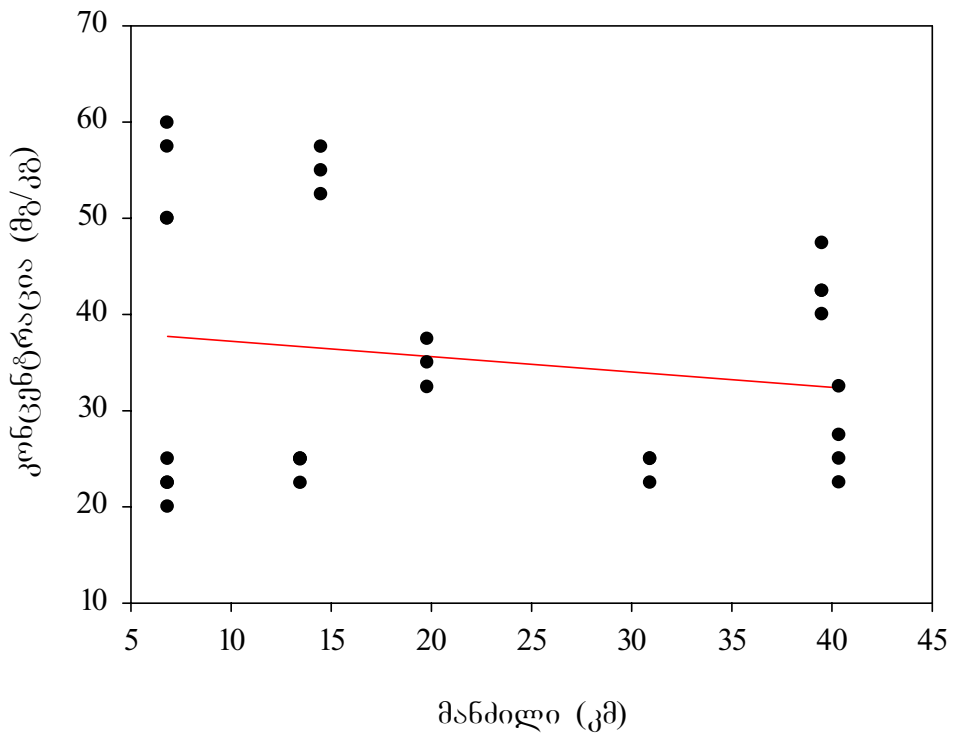
გრაფიკი 2. სპილენძის განაწილება ატმოსფეროში



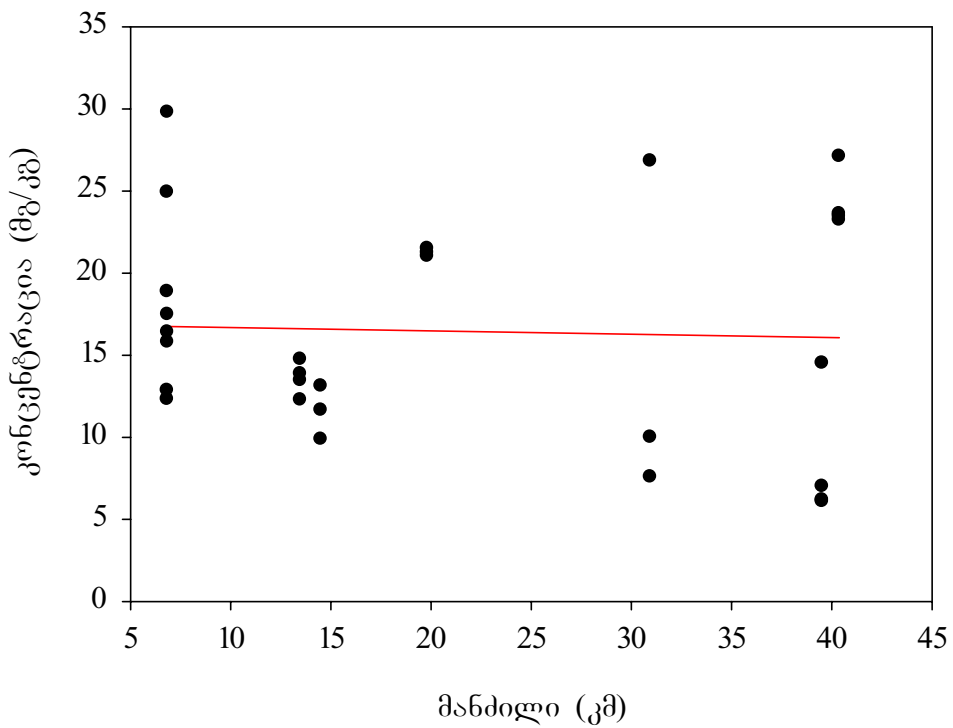
გრაფიკი 3. მანგანუმის განაწილება ატმოსფეროში



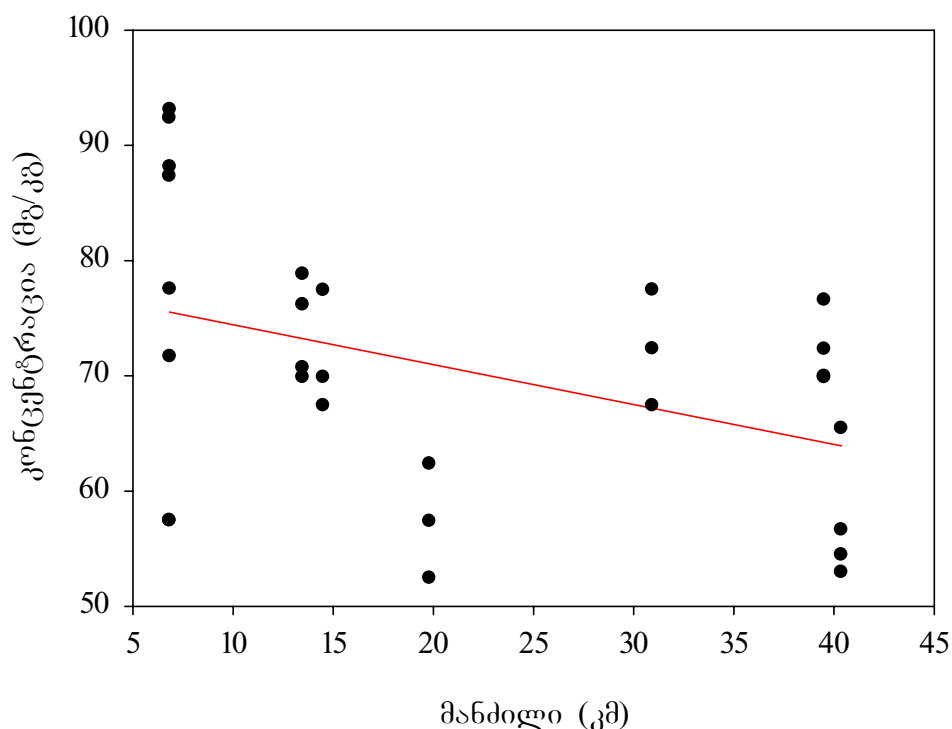
გრაფიკი 4. ნიკელის განაწილება ატმოსფეროში



გრაფიკი 5. ტყვიის განაწილება ატმოსფეროში



გრაფიკი 6. თუთიის განაწილება აღმოსავლეთით



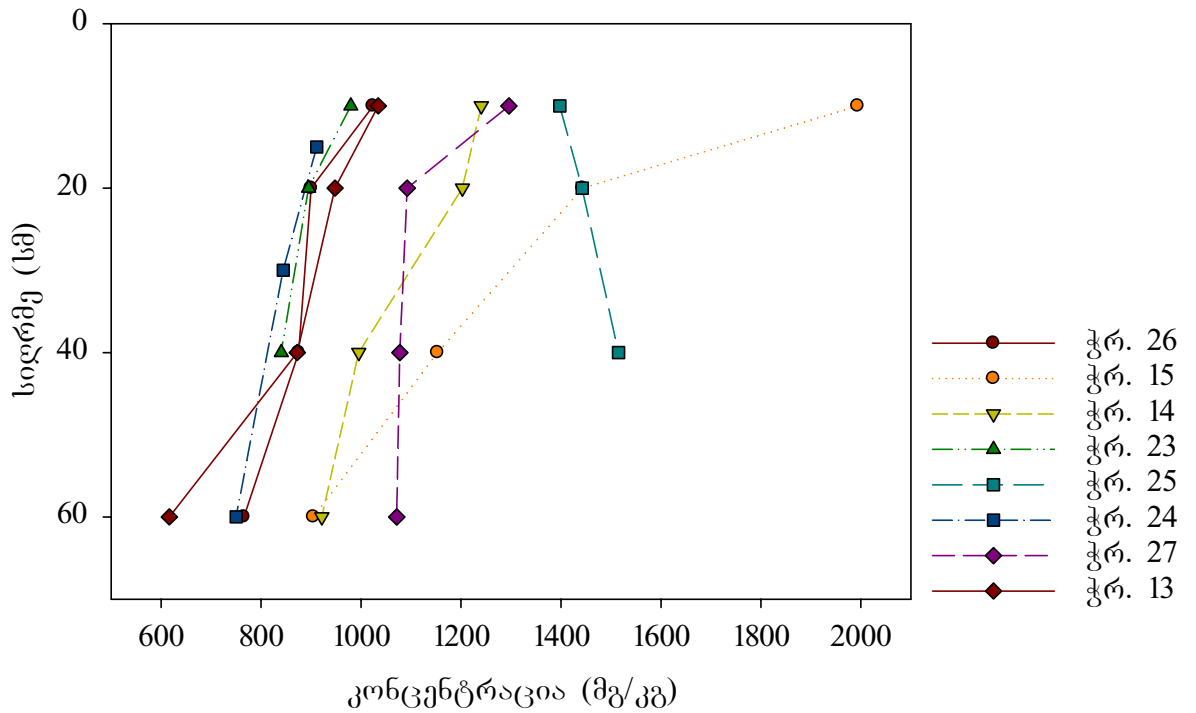
აქვე უნდა აღინიშნოს, რომ ზოგიერთ შემთხვევაში ლითონთა (მაგ. მანგანუმი, ნიკელი, ტყვია, სპილენძი) შემცველობა საკვლევი რაიონის უკიდურეს აღმოსავლეთ და სამხრეთ-აღმოსავლეთ ნაწილში, 40-ე და 41-ე კმ-ზე აღებულ ნიმუშებში, შედარებით მაღალია, ვიდრე გაჭუჭყიანების წყაროსთან უფრო ახლოს მდებარე ნიადაგებში. კონცენტრაციის მსგავსი მატება გამოწვეულია იმით, რომ აღნიშნული ნიმუშები აღებულია ტყის საფარ ქვეშ, რაც ჩვეულებრივ განსაზღვრავს ლითონთა მაღალ შემცველობას მდელოებთან და სახნავ ნიადაგებთან შედარებით, რასაც თავის მხრივ განაპირობებს ხეების ვარჯის მიერ ატმოსფერული გზით გადატანისას გამჭუჭყიანებლების დიდი რაოდენობით დაჭერა და ცალკეულ შემთხვევაში მძლავრი ფესვთა სისტემის არსებობის გამო ნიადაგის ღრმა ფენებიდან, წარმომშობი ქანის მინერალოგიური შედგენილობის შესაბამისად, მათი ტრანსპორტირება მიწისზედა ნაწილებში, საიდანაც ფოთოლცვენის და ზოგადად მიწისზედა ნაწილების კვდომის შედეგად ხდება ლითონთა



დაგროვება ნიადაგის ზედა ფენებში (Blum., Wenzel, 1989; Baize, Sterckeman, 2001).

მძიმე ლითონების განაწილებას ფეროშენადნობთა ქარხნიდან დასავლეთის მიმართულებით მსგავსი კანონზომიერება არ ახასიათებს, რაც შესაძლოა განპირობებული იყოს რელიეფის თავისებურებებით და ამ მიმართულებით მათი ტრანსპორტირების სხვა მექანიზმების ან სულაც გაჭუჭყიანების სხვა წყაროების არსებობით. განსაკუთრებით მანგანუმის შემთხვევაში, რომლის კონცენტრაცია საკვლევი რაიონის უკიდურეს დასავლეთ ნაწილში ყველაზე მაღალი მაჩვენებლებით გამოირჩევა სხვა ნიმუშებთან შედარებით და 21-ე ჭრილის ზედა ჰუმუსოვან ფენაში 5163.67 მგ/კგ აღწევს (დანართი, ცხრილი 3). საყურადღებოა ის ფაქტიც, რომ აღნიშნული ტერიტორიის გეოლოგიურ აგებულებაში მანგანუმით მდიდარი ქანები მონაწილეობენ, რასაც ტერიტორიის გეოლოგიური აღწერილობის გარდა საქართველოს გეოლოგიური რუკაც (საქართველოს გეოლოგიური რუკა, გამყრელიძის რედ., მასშტაბი 1 : 500 000, 2003) ადასტურებს. სავარაუდოდ, 21-ე და ასევე მასთან ახლოს მდებარე 20-ე ჭრილში პროფილის მთელს სიღრმეზე მანგანუმის საკმაოდ მაღალი შემცველობა, რომელიც საშუალოდ 3000-4000 მგ/კგ ფარგლებში მერყეობს, ნიადაგთწარმომქმნელ ქანში მანგანუმის ბუნებრივად მაღალი კონცენტრაციით აიხსნება და ატმოსფერული გზით მოხვედრილი მანგანუმის წილი მცირეა. ამაზე მიუთითებს 21-ე ჭრილის დასავლეთით აღებული 22-ე ჭრილის მონაცემებიც, სადაც მანგანუმის შემცველობა მკვეთრად ეცემა და ქვედა ჰორიზონტში (40-60 სმ) 1079.64 მგ/კგ-ს შეადგენს.

გრაფიკი 7. მანგანუმის განაწილება ნიადაგის პროფილში



გარკვეულ კანონზომიერებას ექვემდებარება მიძიე ლითონების განაწილება ნიადაგის პროფილში. შესწავლილ ნიადაგურ ჭრილებში უმეტესად ლითონთა მაღალი კონცენტრაციით ზედა ჰორიზონტები გამოირჩევა და მთი შემცველობის შესამჩნევი კლება, რამდენიმე გამონაკლისის გარდა, 10-20 სმ-ის ქვემოთ იწყება. ეს მოვლენა უფრო მეტად დამახასიათებელია მანგანუმისა და თუთიისთვის, რის საილუსტრაციოდაც მოგვყავს ფეროშენადნობთა ქარხნის აღმოსავლეთით აღებულ 8 ნიადაგურ ჭრილში მანგანუმის კონცენტრაციის ცვალებადობის ამსახველი გრაფიკი (გრაფიკი 7), სადაც 25-ე ჭრილის გარდა ყველგან შესამჩნევად მცირდება მისი შემცველობა სიღრმის მატებასთან ერთად. აღნიშნული ფაქტი ადასტურებს მანგანუმის, როგორც ძირითადი გამჭუჭყიანებლის, ატმოსფერული წყაროების არსებობას. თუმცა, როგორც ზემოთ აღინიშნა ზედა ჰორიზონტებში ლითონების დაგროვება თვით ნიადაგის თვისებების გარდა, რომელთაგან გადამწყვეტი მნიშვნელობა

მჟავიანობას და ჰუმუსის შემცველობას ენიჭება, მცენარეულობის ტიპზეცაა დამოკიდებული.

მძიმე ლითონების სივრცობრივი განაწილების ანალიზის გარდა, მიღებული მონაცემების საფუძველზე აგებულ იქნა თითოეული ელემენტის შემცველობის ამსახველი გრაფიკები ცალკეული ნიადაგური ტიპისთვის (გრაფიკი 8, 9, 10, 11, 12, 13). გრაფიკები ნათლად უჩვენებს ნიადაგში ლითონთა კონცენტრაციის ცვალებადობის დიაპაზონს, რომელიც შესწავლილ ნიმუშთა უმეტესობას შეესაბამება, და ასევე ერთეულ გადახრებს როგორც ზედა ისე ქვედა მიმართულებით. მართალია, მსგავს ანალიზზე დაყრდნობით არ შეიძლება ითქვას, რომ ზოგადად ამ ნიადაგური ტიპებისთვის ლითონთა აღნიშნული კონცენტრაციებია დამახასიათებელი, მასზე მოქმედი მრავალი ფაქტორის გამო, თუმცა იგი საშუალებას გვაძლევს გარკვეული წარმოდგენა შეგვექმნას შესწავლილ ნიადაგებს შორის განსხვავებების აღსაქმელად, რაც მხოლოდ ცხრილური ინფორმაციის საფუძველზე საკმაოდ რთულია. გარდა ამისა, ზოგიერთ შემთხვევაში გამოიკვეთა ელემენტთა სხვა ნიადაგებთან შედარებით მნიშვნელოვნად მაღალი ან დაბალი შემცველობები. მაგ. კადმიუმის საშუალო კონცენტრაცია ნეშომპალა-კარბონატულ ნიადაგებში 2-ჯერ და მეტადაც კი აჭარბებს დანარჩენ სამ ნიადაგურ ტიპში მის შემცველობას. ეს შეიძლება განპირობებულ იყოს კადმიუმის ძლიერი აფინიტეტით კარბონატების მიმართ. ასევე, მანგანუმის და ტყვიის შემცველობა ალუვიურ ნიადაგებში რამდენადმე მაღალია სხვა ნიადაგებთან შედარებით.

ზოგადად, მიკროელემენტებით გაბინძურების დადგენა მოითხოვს ამ ელემენტების ბუნებრივი შემცველობის, ანუ ფონური პედოგეოქიმიური შემცველობის ცოდნას (Sterckeman et al., 2000), რაც შეიძლება გამოკლველულ იქნას ამავე ტიპის სუფთა ნიადაგების

შესაბამისი კორიზონტების ანალიზით ან ზედაპირულად გაჭუჭყიანებული ნიადაგების დრმა კორიზონტების შესწავლით (Baize, 1994).

წარსულში ბუნებრივ გეოქიმიურ ფონურ კონცენტრაციად აღებული იყო დედამიწის ქერქში ელემენტთა საშუალო შემცველობა, რაც არ გამოდგება სპეციფიკური გაჭუჭყიანების პრობლემის გეოქიმიური კვლევისას, რადგან ქანების შედგენილობა დიდ ფარგლებში მერყეობს დედამიწის ქერქთან შედარებით. ეს კი თავის მხრივ იწვევს სხავადასხვაობას ნიადაგის და სხვა ნაფენების ქიმიურ შედგენილობაში. თუმცა, აბსოლუტური ბუნებრივი ფონური შემცველობა შესაძლოა მნიშვნელოვნად განსხვავდებოდეს ერთიდაიგივე რეგიონიდან აღებულ ნიმუშებში (Siegel, 2002). მძიმე ლითონების ფონური მაჩვენებლები შეიძლება გამოყენებულ იქნას როგორც სწორი საწყისი ინფორმაცია ამ ელემენტებით ნიადაგის გაჭუჭყიანების დონის დასადგენად (Fergusson, 1989).

ფონური მაჩვენებლები დიდადაა დამოკიდებული წარმომშობი ქანის მინერალოგიურ შედგენილობაზე და გამოფიტვის პროცესზე, რომელიც განაპირობებს ნიადაგის ფორმირებას (De Temmerman et al., 1984; Salminen, Tarvainen, 1997; Tack et al., 1997; Klassen, 1998), მაგრამ ასევე დამოკიდებულია ნაწილაკების ზომაზე (Salminen, Tarvainen, 1997), თიხის და ორგანული ნივთიერებების შემცველობაზე (Tack et al., 1997; Klassen, 1998).

შედგად მძიმე ლითონების შემცველობა ფართოდ მერყეობს ნიადაგებში და გამოუსადეგარს ხდის უნივერსალური ფონური მაჩვენებლების გამოყენებას, ვინაიდან ლითონების ბუნებრივი შემცველობა ცალკეულ ნიადაგში შეიძლება აჭარბებდეს არსებულ ნორმებს (Baize, Sterckeman, 2001).

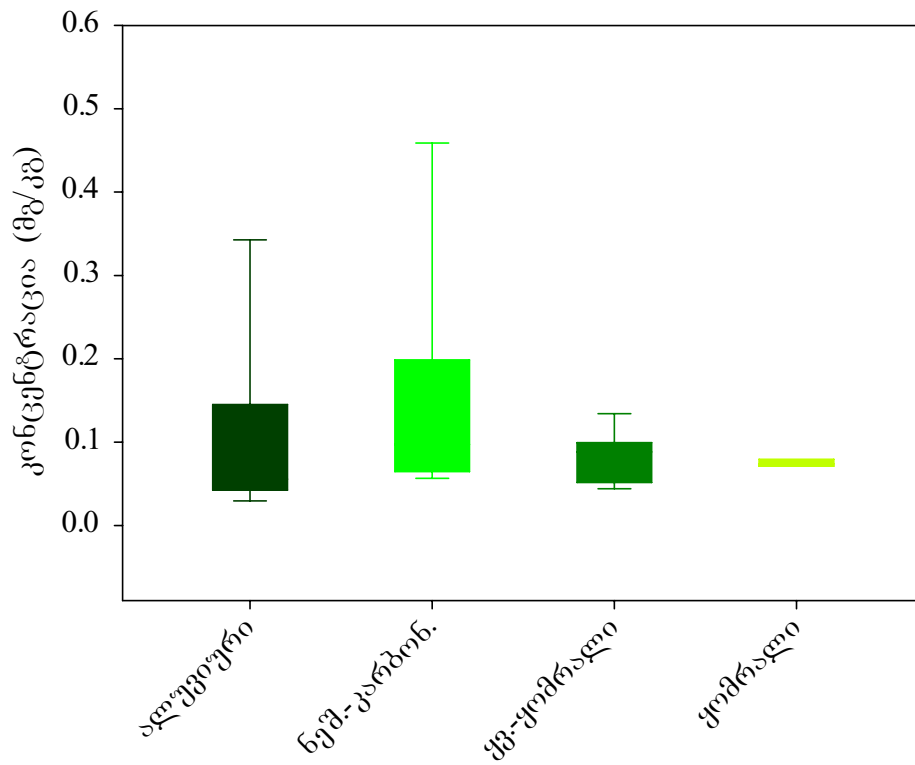
ფონური მაჩვენებლების გამოთვლისათვის ორი გავრცელებული მეთოდი არსებობს. პირველი მეთოდი დაფუძნებულია გაუსის ხერხზე, რომელიც გულისხმობს მიღებული შედეგებიდან საშუალო არითმეტიკული სიდიდის გამოთვლას, საიდანაც ერთი სდანდარტული გადახრა ორივე მიმართულებით შეესაბამება გეოქიმიურ შემცველობას (Siegel, 2002). თუმცა, ზოგიერთი ავტორის მიერ (Salminen, Tarvainen, 1997) ნაჩვენები იქნა მედიანას გამოყენების უპირატესობა, საშუალო არითმეტიკულის ნაცვლად. მედიანას გამოთვლისას მასში არ აისახება ძლიერ მაღალი და დაბალი მაჩვენებლები, რის გამოც იგი უფრო კარგად ახასიათებს ფონურ შემცველობას (Salminen, Tarvainen, 1997; Siegel, 2002).

აღნიშნულიდან გამომდინარე, ჩვენს მიერ გამოითვალა შესწავლილი ლითონებისთვის გეოქიმიური მაჩვენებლები სალმინენის და ტარვაინენის მიერ (Salminen, Tarvainen, 1997) შემოთავაზებული მეთოდის გამოყენებით. მიღებული ფონური მაჩვენებლები შევადარეთ ლაბორატორიული ანალიზის შედეგად მიღებულ კონცენტრაციებთან, რომლის შედეგები მოცემულია ცხრილ 9.

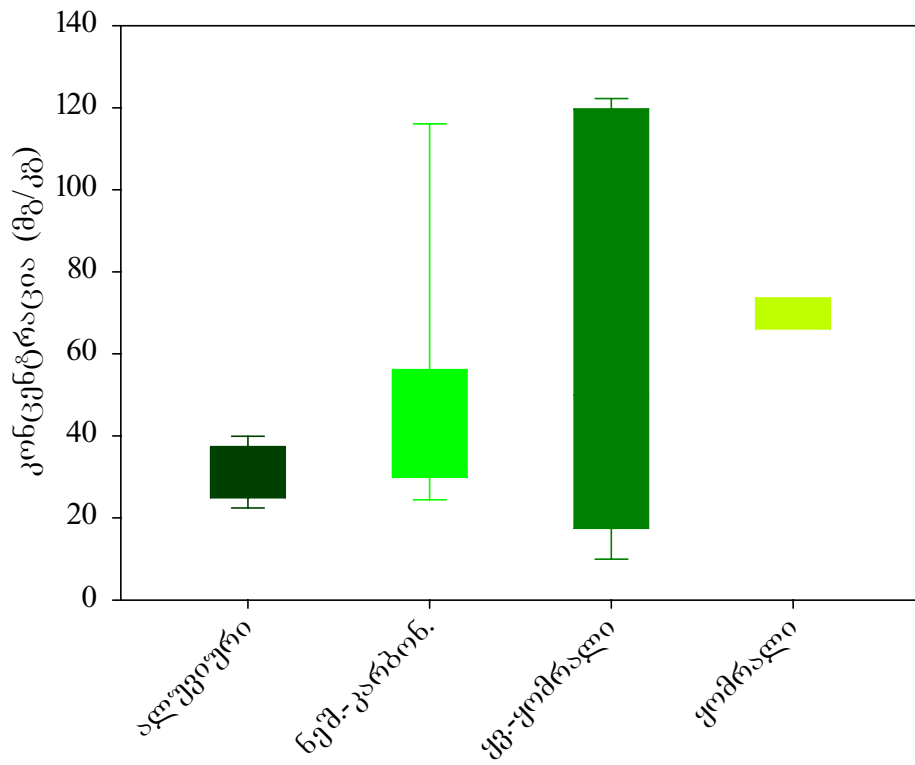
მძიმე ლითონებით ნიადაგის გაჭუჭყიანების დონის დასადგენად ფონურ მაჩვენებლებთან ერთად ძალზედ მნიშვნელოვანია მათი შესაძლო ტოქსიკურობის შეფასება. ამ მიზნით მრავალ ქვეყანაში შემოღებულია ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციები (ზდკ), რომელიც რეგულირდება გარემოსდაცვითი კანონმდებლობით და მასზე მუდმივი მონიტორინგი წარმოებს.

ვინაიდან, დღეისათვის საქართველოში ნიადაგებისთვის ზდკ არ არის განსაზღვრული, ჩვენ გამოვიყენეთ ავსტრიული კანონმდებლობით გათვალისწინებული ზდკ-ები (ÖNORM L 1075, 2004), რომელსაც ევროკავშირის წევრ ქვეყნებს შორის საშუალო სიდიდეები გააჩნია (ცხრილი 9).

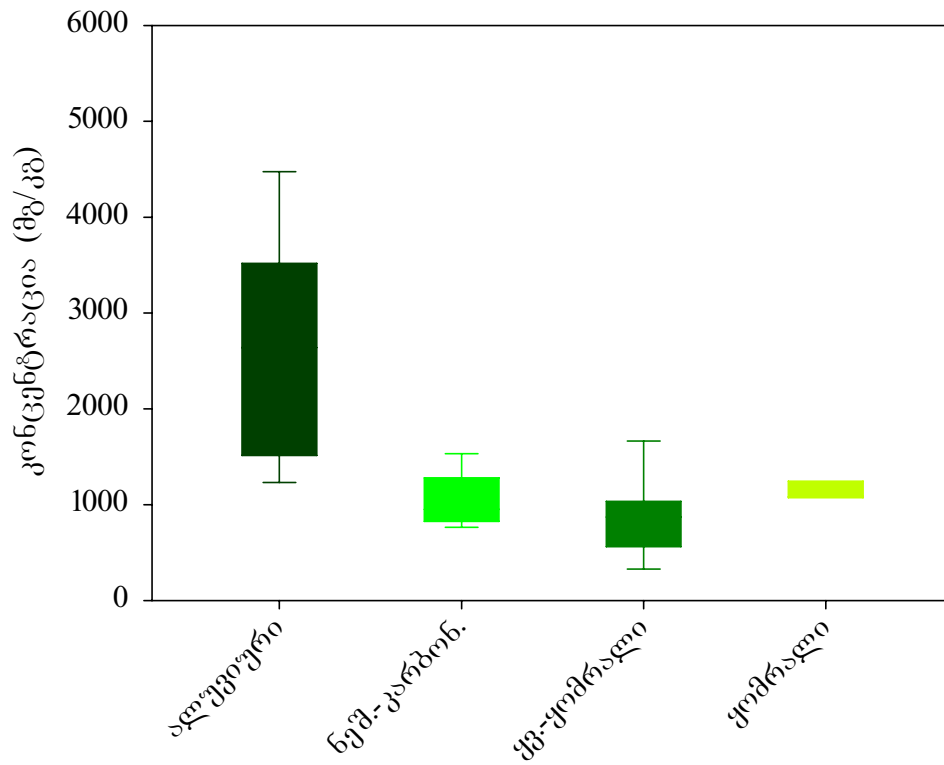
გრაფიკი 8. კადმიუმის შემცველობა ნიადაგებში



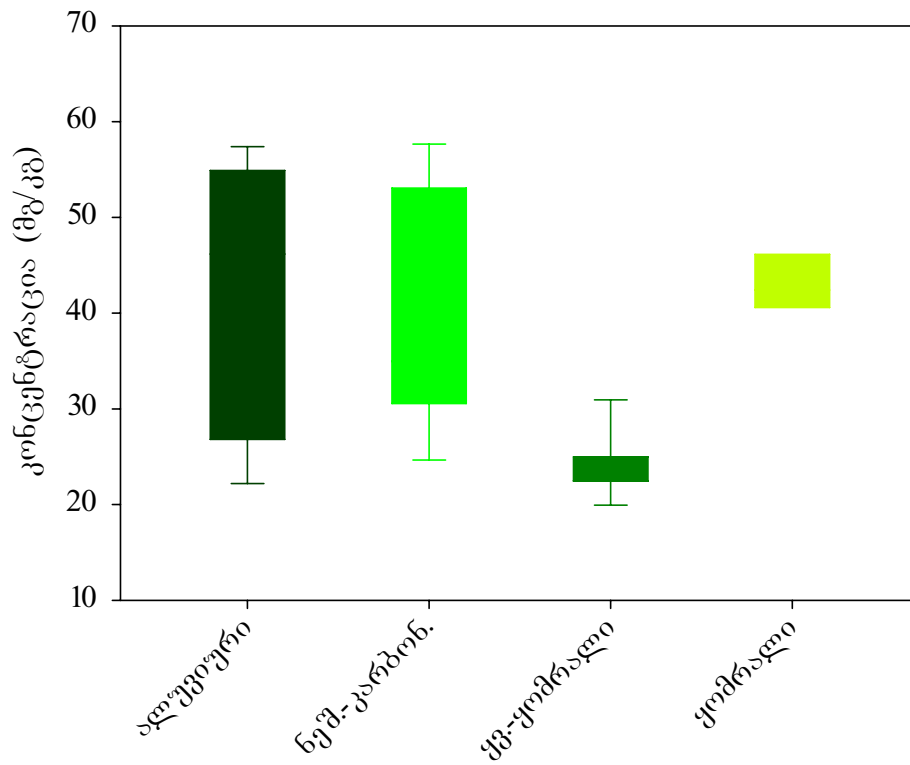
გრაფიკი 9. სპილენძის შემცველობა ნიადაგებში



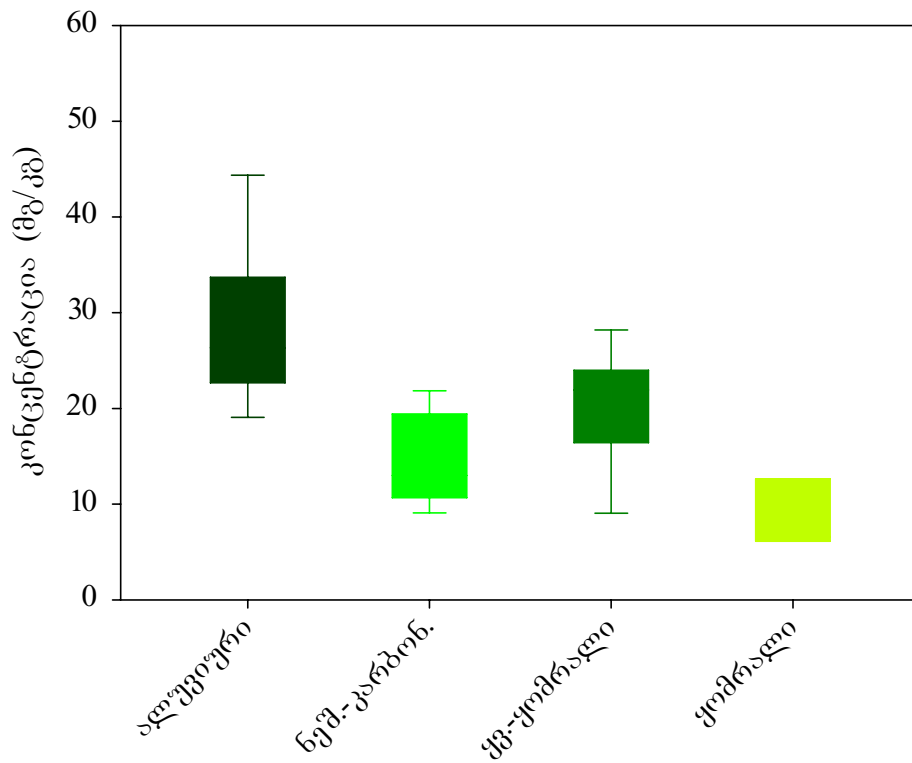
გრაფიკი 10. მანგანუმის შემცველობა ნიადაგებში



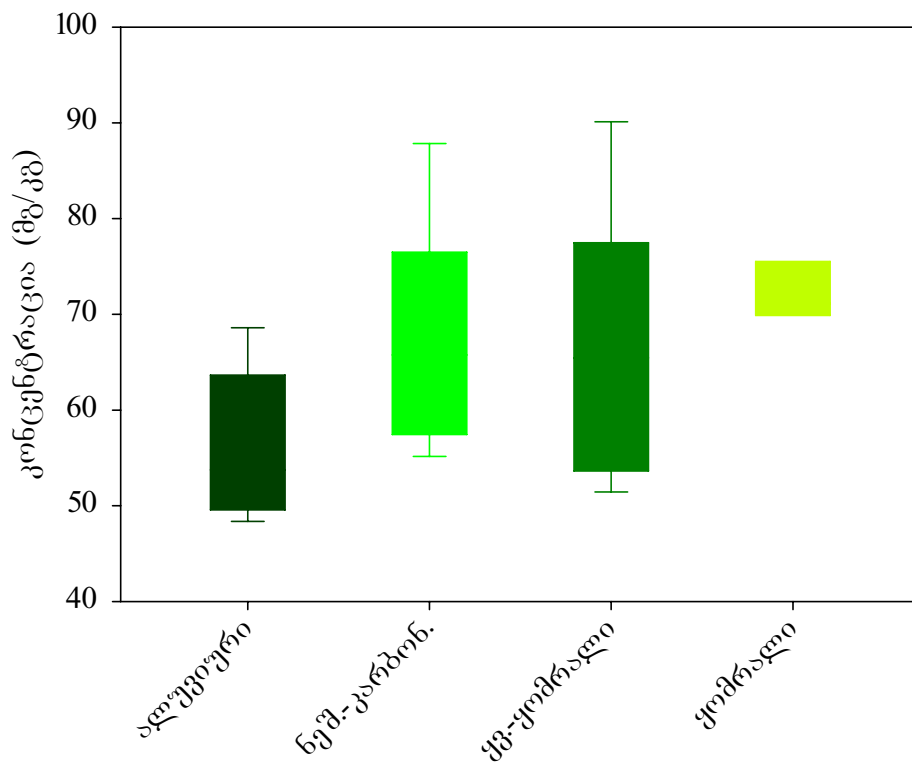
გრაფიკი 11. ნიკელის შემცველობა ნიადაგებში



გრაფიკი 12. ტყვიის შემცველობა ნიადაგებში



გრაფიკი 13. თუთიის შემცველობა ნიადაგებში





შედარების შედეგები მოცემულია მე-9 ცხრილში, სადაც ფონურ და ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციებთან ერთად მოცემულია სუფთა ნიადაგებში ლითონთა ბუნებრივი შემცველობები და ძირითადი სტატისტიკური ინფორმაცია. ცხრილიდან ჩანს, რომ ბევრ ნიმუშში ლითონების შემცველობა ფონურთან შედარებით საკმაოდ მაღალია. ეს კი მიუთითებს რეგიონის ანთროპოგენული წყაროებით გაჭუჭყიანებაზე. ნიკელის შემთხვევაში ფონურზე მაღალი კონცენტრაცია ნიმუშების თითქმის მესამედში (30.9%) დაფიქსირდა. სპილენძის, მანგანუმის და თუთიის კონცენტრაცია კი ნიმუშების მეხუთედში (20%) აღემატება გეოქიმიურ მაჩვენებლებს. კადმიუმის და ტყვიის შემთხვევაში კი ფონურთან შედარებით მაღალი შემცველობა, შესაბამისად, ნიმუშების 14.5 და 9.1%-ში დაფიქსირდა.

მიღებული შედეგების შედარებამ ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციებთან აჩვენა, რომ კადმიუმის, ნიკელის, ტყვიის და თუთიის შემცველობა არსად არ აჭარბებს არსებულ ზღვ-ს. სპილენძის კონცენტრაცია 7 ნიმუშში (საერთო რაოდენობის 12.7%) აჭარბებს ზღვ-ს.

მანგანუმი მიჩნეულია როგორც ნაკლებ ტოქსიკური ლითონი მცენარისათვის, რის გამოც ნიადაგში მისთვის ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაცია, როგორც ევროკავშირის ქვეყნებში, ისე აშშ-ში არ არის დადგენილი, თუმცა არსებობს FAO-ს რეკომენდაცია, რომელთან მიმართებაშიც ნიმუშების უმრავლესობა მას ჭარბი რაოდენობით შეიცავს. კერძოდ, ნიმუშების 92.7% ვერ აკმაყოფილებს FAO-ს მიერ დადგენილ სტანდარტს. ამასთან აღსანიშნავია, რომ მანგანუმის კონცენტრაცია ბევრგან რამდენჯერმე აღემატება რეკომენდირებულ სიდიდეს, ხოლო რამდენიმე ნიმუში 6-8 ჯერაც კი აჭარბებს მას (დანართი, ცხრილი 2), რაც მიუთითებს მანგანუმით რეგიონის

გაჭუჭყიანებაზე, რაშიც გადამწყვეტი როლი ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხანას მიუძღვის.

ცხრილი 9. ნიადაგში მძიმე ლითონების შემცველობის ძირითადი სტატისტიკური მახასიათებლები, ფონური და ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციები. \*(Blum W., Wenzel W., 1989), \*\*ავსტრიული სტანდარტი (ÖNORM L 1075, 2004), \*\*\* FAO-ს რეკომენდაცია (FAO, 1998).

	Cd	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
საშ. არითმეტიკული	0.12	47.64	1534.32	36.25	20.40	63.84
მედიანა	0.08	34.97	1092.14	32.47	21.03	63.13
მინიმუმი	0.01	9.99	309.49	19.92	6.10	47.94
მაქსიმუმი	0.49	127.37	5163.67	59.88	52.29	93.10
სტანდარტული გადახრა	0.11	31.68	1067.66	13.32	9.81	11.80
შემცველობა სუფთა ნიადაგებში*	0.5	20-40	20-800	5-50	2-20	10-80
ფონური შემცველობა	0.19	66.64	2159.79	45.78	30.85	74.92
ფონურ შემცველობაზე მაღალი	8	11	11	17	5	11
ფონურ შემცველობაზე მაღალი (%)	14.5	20.0	20.0	30.9	9.1	20.0
ზღკ	1**	100**	600***	60**	100**	300**
ზღკ-ზე მაღალი	-	7	51	-	-	-
ზღკ-ზე მაღალი (%)	-	12.7	92.7	-	-	-
ნიმუშების რაოდენობა	55	55	55	55	55	55

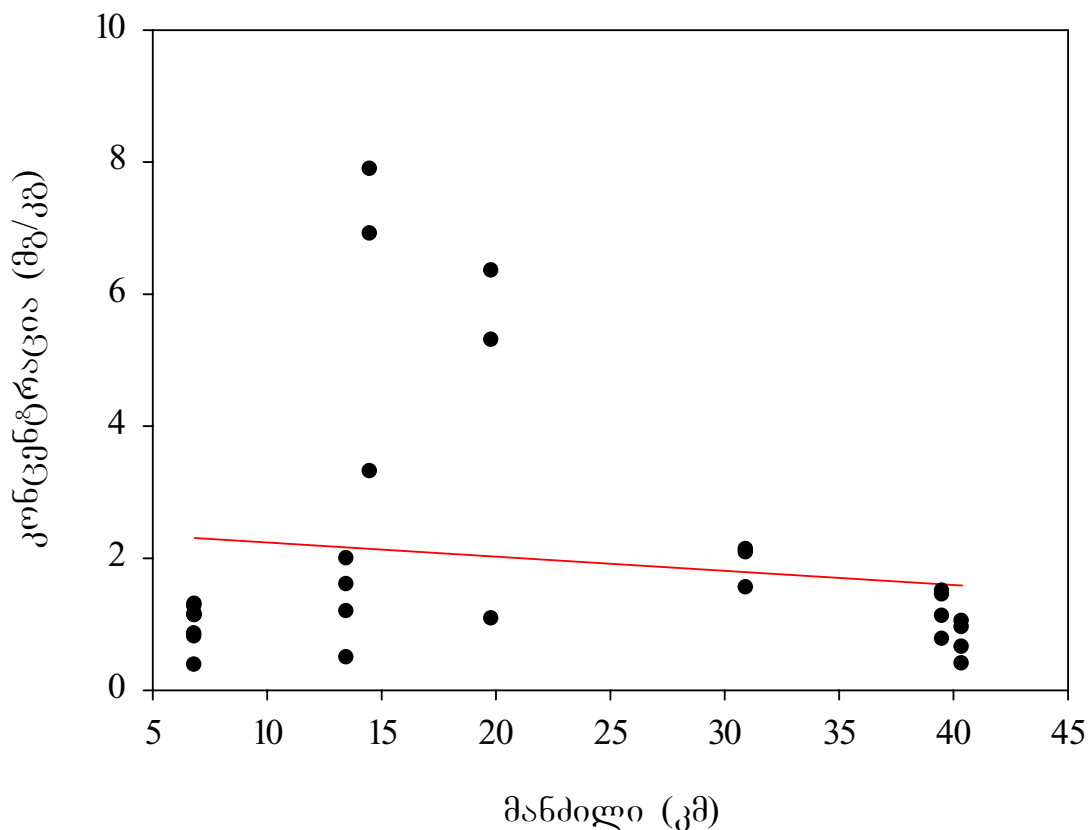
### 3.2 ფტორიდების, სულფატების, ნიტრატების, ქლორიდების და ფოსფატების შემცველობა ნიადაგებში

ნიადაგში, წყალში ხსნადი ანიონების ( $F^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$ ,  $Cl^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ) შემცველობის შესწავლის შედეგების (დანართი, ცხრილი 3) ანალიზი გვიჩვენებს, რომ ნიმუშების ნაწილი ფტორიდების, სულფატების და იშვიათად ნიტრატების მაღალ კონცენტრაციებს შეიცავს. ქლორიდების და ფოსფატების კონცენტრაცია კი ახლოსაა ბუნებრივ შემცველობასთან. ეს ერთის მხრივ შეიძლება აიხსნას იმით, რომ

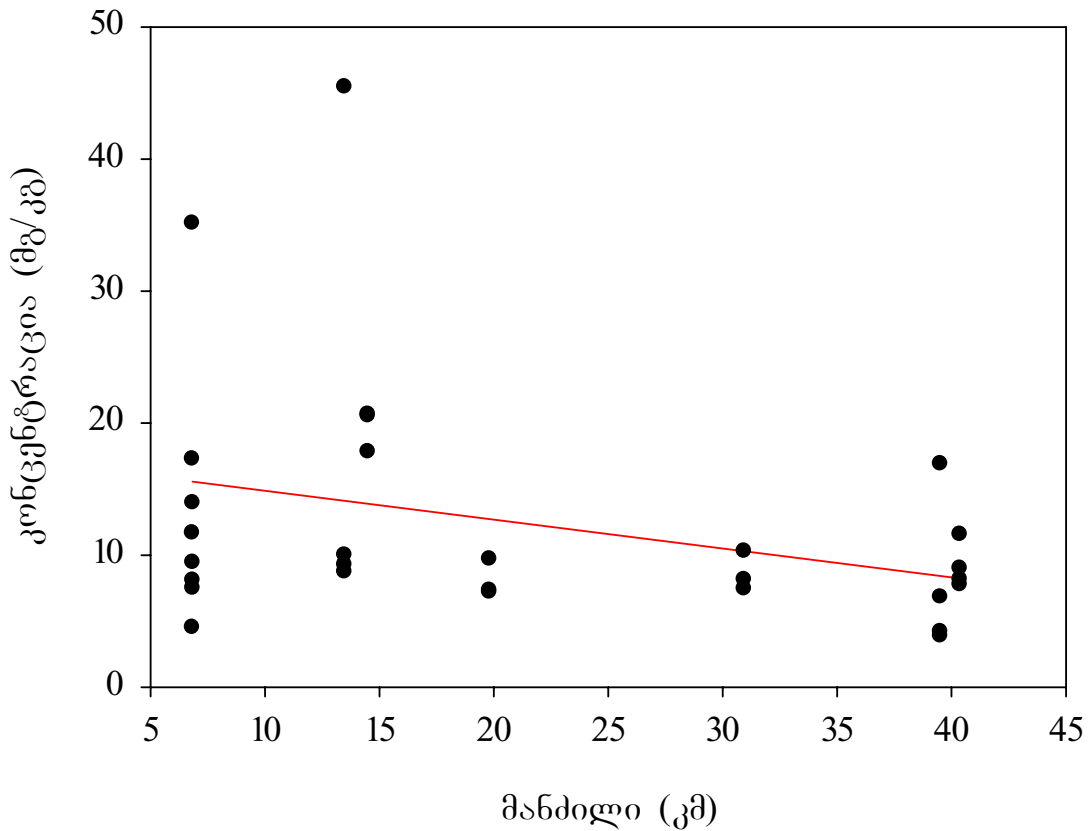
ქლორიდები ნიადაგში ძლიერი მობილურობით გამოირჩევიან და მათთვის სპეციფიკური შთანთქმა არაა დამახასიათებელი. ფოსფატები კი ცნობილია ნაკლებ ხსნადობით, განსაკუთრებით წყლის გამონაწურში და ჩვეულებრივ მხოლოდ მცირე ნაწილია ხსნადი, რაც მათი ნაერთების მცირედ ხსნადობასთან ერთად ნიადაგში ძლიერი ადსორბციითაცაა განპირობებული.

ასევე საინტერესოა, მათი სივრცობრივი განაწილება, განსაკუთრებით ფტორიდების და სულფატების, რომლებიც მიჩნეულია ნიადაგების ანთროპოგენური გაჭუჭყიანების კარგი ინდიკატორებად.

გრაფიკი 14. ფტორიდების განაწილება აღმოსავლეთით



გრაფიკი 15. სულფატების განაწილება აღმოსავლეთით



აღნიშნულის გათვალისწინებით, ჩვენს მიერ აიგო მძიმე ლითონების ანალოგიური გრაფიკები (გრაფიკი 14, 15), რომლებიც ასახავს მათ განაწილებას ქ. ზესტაფონიდან ლიხის ქედამდე 41 კმ-ის რადიუსში, მდინარეების ძირულასა და ჩხერიმელას ხეობების პარალელურად.

გრაფიკებიდან კარგად ჩანს ფტორიდების და სულფატების შემცველობა ცალკეულ ნიმუშებში და მათი კონცენტრაციების კლების ტენდენცია გაჭუჭყიანების წყაროდან მანძილის ზრდასთან ერთად, რომელიც უფრო მკვეთრადაა გამოხატული სულფატების შემთხვევაში, რაც მიუთითებს რეგიონში ფტორიდებისა და სულფატების ანთროპოგენური წყაროების არსებობაზე, რომელთაგან მთავარი გამჭუჭყიანებელი ფეროშენადნობთა ქარხანაა.

ნიადაგში წყალში ხსნადი ფტორის კონცენტრაციის შესწავლა საკმაოდ მნიშვნელოვანია, რადგან იგი კარგად ასახავს მცენარის მიერ მის ხელმისაწვდომობას და ძვრადობას ნიადაგში, და შესაბამისად მცენარის მოწამვლის და მიწისქვეშა წყლების გაჭუჭყიანების საფრთხეს (Loganathan et al., 2005). ნიადაგში ფტორის ხსნადობაზე ძირითადად გავლენას ახდენს ფტორის შთანთქმა ნიადაგის არაორგანული ნაწილის მიერ და ნიადაგის არეს რეაქცია (McLaughlin et al., 2001; Loganathan et al., 2003). ნიადაგის ხსნარში ფტორის შთანთქმისა და გამოყოფის შესწავლის შედეგებმა აჩვენა, რომ ფტორ-იონი უფრო მეტად შთანთქმება ნიადაგის სიღრმის ზრდასთან ერთად. ზედა ორგანული ნივთიერებებით მდიდარ ჰორიზონტს შთანთქმის ნაკლები უნარი აქვს ქვედა მინერალურ ჰორიზონტებთან შედარებით (Arnesen et al., 1995). აშშ-ში 200-ზე მეტი ნიადაგური ჭრილის შესწავლის შედეგებმა აჩვენეს, რომ ფტორის კონცენტრაციის ცვალებადობის 85% დამოკიდებულია თიხის შემცველობაზე (Omueti, Jones, 1977). ამის დადასტურებაა არნსენის კვლევა, რომელმაც ფტორის საერთო შემცველობის შედარებით დაბალი მაჩვენებლები ნიადაგებში თიხის დაბალი პროცენტული ( $\leq 5\%$ ) წილით ახსნა (Arnesen et al., 1995).

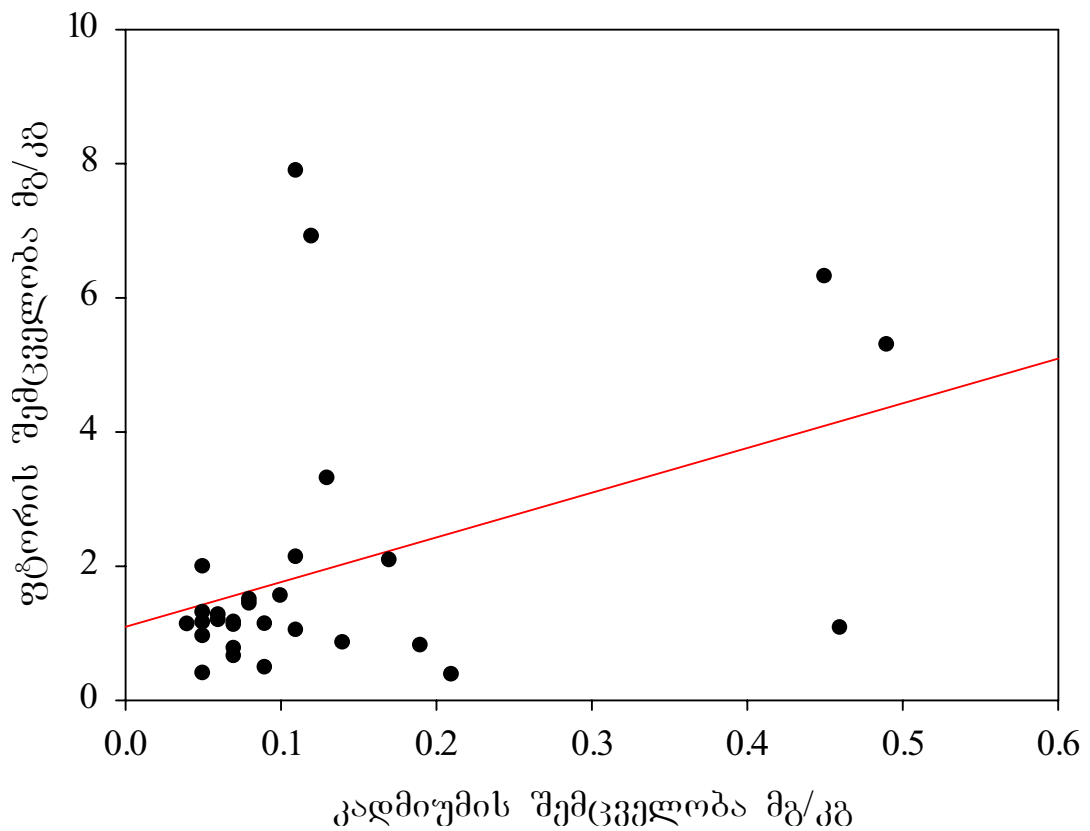
ფტორით მცენარეების გაჭუჭყიანება და მისი შესაძლო მიგრაცია მიწისქვეშა წყლებში იზრდება მცირეჭუმუსოვან და ფუძეებით ღარიბ ნიადაგებში (Evdokimova et al., 2001). ვენცელის და ბლუმის მიხედვით მიწისქვეშა წყლების ფტორით გაჭუჭყიანების რისკი ყველაზე მაღალია ძლიერ მჟავე და ტუტე ნიადაგებში (Wenzel, Blum, 1992), რადგან ამ პირობებში ფტორის მობილურობა ძლიერ იზრდება (Blum, Wenzel, 1989). ფტორის ძლიერი ხსნადობა მჟავე არეში აიხსნება AIF-ის ფორმირებით, ხოლო ტუტე არეში ფტორ-იონის (F) გამოძევებით ნიადაგის მშთანთქმელი კომპლექსის უარყოფითად დამუხტული ზედაპირის მიერ. pH-ის მსგავსი გავლენა აღნიშნულია დიდ ბრიტანეთში (Larsen,

Widdowson, 1971) და აშშ-ში (Gilpin, Johnson, 1980) შესწავლილ ნიადაგებში. ფტორის ყველაზე მცირე ხსნადობა აღინიშნა pH 6-6.5-ის პირობებში, რომელიც იზრდებოდა pH მაჩვენებლის ორივე მიმართულებით შეცვლისას (Wenzel, Blum, 1992). ჩვენს მიერ შესწავლილ ნიმუშებში pH-ის მაჩვენებელი 4.6-8.2 ფარგლებშია, ამასთან საკვლევ რაიონში, როგორც მოსალოდნელი იყო, ყველაზე მაღალი მჟავიანობა ყვითელ-ყომრალ ნიადაგებში აღინიშნა. მიუხედავად ამისა, რეგიონში გრუნტის წყლების ანალიზის შედეგებზე დაყრდნობით, რომლებიც შემდეგ ქვეთავშია განხილული ფტორიდების მიგრაცია არც თუ ისე დიდია და მათი კონცენტრაცია წყლებში დასაშვებ ნორმაზე (1.5 მგ/ლ) გაცილებით ნაკლებია. ფტორიდების ძვრადობაზე pH-თან ერთად არსებით გავლენას ახდენს ნიადაგის მექანიკური შედგენილობა, ალუმინის, რკინის, მანგანუმის და კარბონატების შემცველობა (Larsen, Widdowson, 1971; Wenzel, Blum, 1992; Loganathan et. al., 2005).

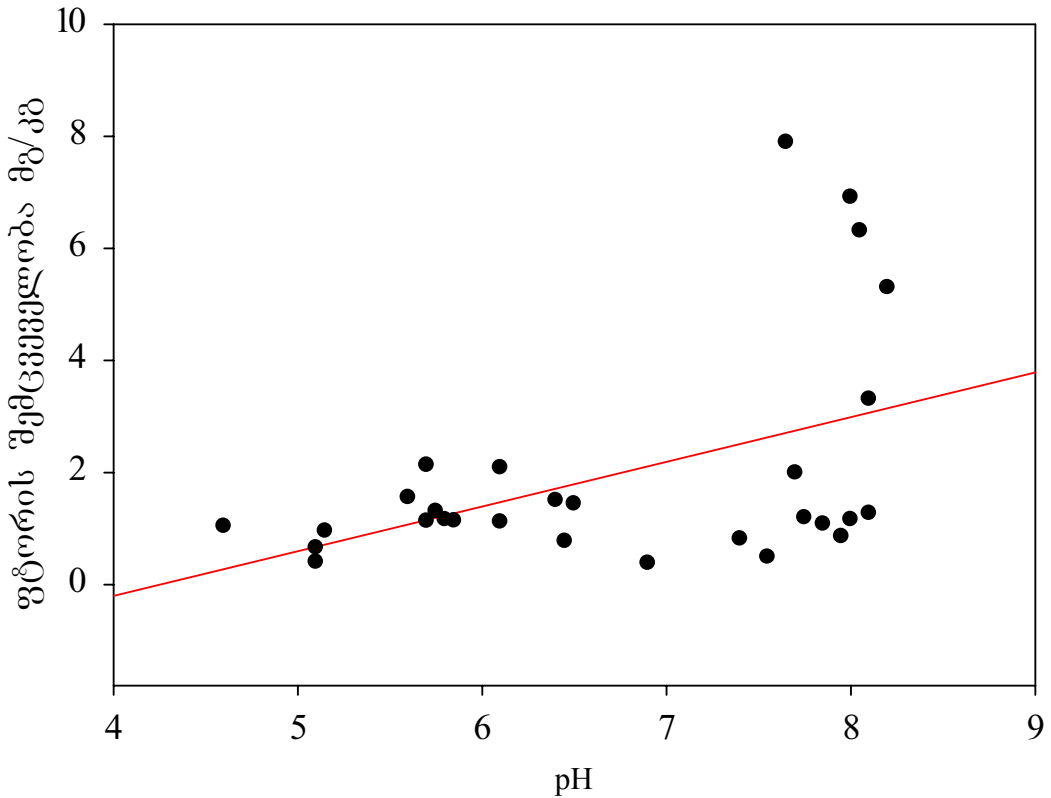
ლოგანათანმა (Loganathan et. al., 2005) იპოვნა მნიშვნელოვანი ურთიერთდამოკიდებულება წყალში ხსნად ფტორიდებსა და კადმიუმის საერთო შემცველობას შორის ( $r=0.504$ ,  $p<0.01$ ) ასევე ფტორიდებსა და ჰუმუსს შორის ( $r=0.584$ ,  $p<0.01$ ). ანალოგიური სტატისტიკური ანალიზის შედეგად ჩვენ მივიღეთ შედარებით სუსტი, მაგრამ სტატისტიკურად მნიშვნელოვანი კორელაცია ფტორიდებსა და კადმიუმს შორის ( $r=0.411$ ,  $p<0.05$ ; გრაფიკი 16) და ასევე ფტორიდებსა და pH-ს შორის ( $r=0.457$ ,  $p<0.05$ ; გრაფიკი 17), თუმცა ფტორიდებსა და ჰუმუსს შორის არსებული კორელაცია უმნიშვნელოა. ფტორიდებსა და pH-ს შორის კავშირი, არაკარბონატულ ნიადაგებში, შეიძლება აიხსნას ფტორის მაღალი შემცველობით, რომელიც იწვევს pH-ის ზრდას, რაც დადასტურებულია ლაბორატორიული ექსპერიმენტებით (Larsen, Widdowson, 1971; Blum., Wenzel, 1989; Evdokimova, 2001), მაგრამ ფტორის საერთო შემცველობის

შესწავლის გარეშე მსგავსი დასკვნის გაკეთება არ არის მართებული. თუმცა, არსებობს გარკვეული დამოკიდებულება ნიადაგში ფტორის მთლიან შემცველობასა და წყალში ხსნად ფორმებს შორის. არნესენის (Arnesen et al., 1995) თანახმად ფტორის საერთო ფორმიდან გაცვლითი ნაწილზე მოდის დაახლოებით 6-15%, საიდანაც 20-50% წყალში ხსნადია.

გრაფიკი 16. ფტორის და Cd-ის ურთიერთდამოკიდებულება



გრაფიკი 17. ფტორის და pH-ის ურთიერთდამოკიდებულება



თუ გავითვალისწინებთ მსგავს დამოკიდებულებას ფტორის საერთო და წყალში ხსნად ფორმებს შორის და ასევე სხვა ძლიერ გატუჭყიანებული რეგიონებიდან (ძირითადად ალუმინის მოპოვება-გადაამუშავების შედეგად) მიღებულ მონაცემებს, რომლებიც შედარებადია ჩვენს შედეგებთან შეგვიძლია ვივარაუდოთ, რომ შესწავლილ ნიადაგებში ფტორიდების შემცველობაზე ფეროშენადნობი ქარხნიდან გამოტყორცნილი აირების გავლენა მნიშვნელოვანია.

რაც შეეხება სულფატებს მათი კონცენტრაციის გაზრდამ ნიადაგში შეიძლება ნიადაგის გამჟავება გამოიწვიოს, ნიადაგიდან ფუძეების (განსაკუთრებით კალციუმის და მაგნიუმის) გამორეცხვის გამო. მსგავსი ფაქტები მრავლად დაფიქსირდა ევროპის და აზიის ბევრ ქვეყანაში, სადაც გოგირდის და აზოტის ოქსიდების მოხვედრამ ნიადაგებში, როგორც მშრალი დეპოზიციის, ისე მუავე წვიმების გზით



ნიადაგების მნიშვნელოვანი გამჟავება განაპირობა (Larssen, Carmichael, 2000; Gimeno et al., 2001; Bini, Bresolin, 1998; Cofala et al., 2004). ამასთან ნიადაგის pH-ის დაწვეა ზრდის მძიმე ლითონების მობილურობას ნიადაგში, რითაც ხელმისაწვდომს ხდის მათ მცენარეთათვის. მსგავსი მოვლენა დადასტურებული კულტურულ მცენარეების შემთხვევაში (Wang et al., 2000).

ჩვენს მიერ შესწავლილ ნიადაგებზე გოგირდის და აზოტის ოქსიდების დეპოზიციის მსგავსი გავლენა არ შეინიშნება, რაც სავარაუდოდ ამ ოქსიდებით ატმოსფეროს შედარებით ნაკლებ გატუტყვიანებაზე მიუთითებს, ეს კი თავის მხრივ ინდუსტრიალიზაციის ნაკლები ტემპით და არსებულ საწარმოთა არასრული დატვირთვით ან სრული უფუნქციობითაა განპირობებული. ამასთან, ჩვენს მიერ შესწავლილი ყომრალი და ყვითელ-ყომრალი ნიადაგებისთვის მჟავე და სუსტად მჟავე რეაქციაა დამახასიათებელი. ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგების pH-ის მნიშვნელოვანი დაწვეა კი მათში ფუძების, განსაკუთრებით კი კალციუმის დიდი რაოდენობით შემცველობის გამო პრაქტიკულად შეუძლებელია. იგივე შეიძლება ითქვას ალუვიურ კარბონატულ ნიადაგებზე. გარდა ამისა, ნიადაგის სულფატ- და ნიტრატ-იონით გამჟავების შესწავლისთვის ხანგრძლივი კვლევაა საჭირო, რაც არა მარტო ნიადაგის ღრმად შესწავლას, არამედ ატმოსფერულ ნალექებზე მუდმივ მონიტორინგს მოითხოვს, რასაც ჩვენი კვლევა მიზნად არ ისახავდა.

### **3.3 ფტორიდების, სულფატების, ნიტრატების, ქლორიდების და ფოსფატების შემცველობა მიწისქვეშა წყლებში**

მიწისქვეშა წყლები სასმელი წყლის მნიშვნელოვანი წყაროა მსოფლიოს მრავალ ქვეყანაში, განსაკუთრებით სოფლად. მიწისქვეშა წყლების გატუტყვიანება შეიძლება გამოწვეული იყოს ბუნებრივად ან

ადამიანის სხვადასხვა სახის საქმიანობის შედეგად (U.S. EPA, 1993). გრუნტის წყლების გამჭუჭყიანებამ შეიძლება განაპირობოს სასმელი წყლის ხარისხის დაქვეითება, წყლის რესურსების დაკარგვა, მაღალი დანახარჯები წყლის გაწმენდის და ალტერნატიული წყაროს მოძიებისთვის, ჯანმრთელობის პოტენციური გაუარესება (Nas, Berkta, 2006).

დღეისათვის, მიწისქვეშა წყლების გამჭუჭყიანებლების ფართო სპექტრია აღრიცხული, რომლებიც მოიცავს სინთეტიკურ ორგანულ ნივთიერებებს, ნახშირწყალბადებს, არაორგანულ კათიონებს, არაორგანულ ანიონებს, პათოგენებს და რადიონუკლიდებს (Fetter, 1999).

ჩვენს მიერ ჩატარებული კვლევა მიზნად ისახავდა ცალკეული ანიონების კერძოდ, ქლორიდების, ფტორიდების, ნიტრატების, ფოსფატების და სულფატების შემცველობის შესწავლას იმერეთის რეგიონის (ზესტაფონი, საჩხერე, ჭიათურა, ხარაგაული) სასმელ წყლებში.

მიღებული შედეგების საფუძველზე (დანართი, ცხრილი 4) თითოეული ანიონის მიხედვით, განხორციელდა მათი სტატისტიკური ანალიზი, რომელიც ნათლად ასახავს მათ რაოდენობრივ და ხარისხობრივ მაჩვენებლებს (დანართი, ცხრილი 5).

გარდა ამისა, შესწავლილი ანიონების კონცენტრაციები შევადარეთ არსებულ ზღვრულ დასაშვებ და რეკომენდირებულ კონცენტრაციებს. ნიტრატების შემცველობა მხოლოდ ორ ნიმუშში აჭარბებს არსებულ ზღვ-ს – 45 მგ/ლ, ნიმუშების საერთო რაოდენობის 9%. თუმცა, სოფ. მეჯვირში (საჩხერის რ-ნი) მის კონცენტრაცია 2.6-ჯერ აღემატება ზღვ-ს. მიუხედავად ამისა, ნიტრატების საშუალო შემცველობა 14.90 მგ/ლ შეადგენს, ხოლო ნიმუშების 56%-ში 5 მგ/ლ-ზე ნაკლები კონცენტრაცია დაფიქსირდა.

ნიტრატების მსგავსად ორ ნიმუშში აღმოჩნდა სულფატების მაღალი შემცველობა არსებულ ნორმებთან შედარებით. სულფატებისა და ქლორიდებისთვის მსოფლიო ჯანდაცვის ორგანიზაციისა (WHO, 2004) და ასევე ევროკავშირისა (Council Directive 98/83/EC, 1998) და აშშ-ს კანონმდებლობით (U.S. EPA, 2001) რეკომენდირებულია 250 მგ/ლ-მდე კონცენტრაცია. აღნიშნული ნიმუშები აღებულ იქნა ქ. ზესტაფონში და სოფ. ცხრაწყაროში (ზესტაფონის რ-ნი), სადაც სულფატების კონცენტრაცია შესაბამისად 1.34 და 2.11-ჯერ აღარბებს რეკომენდირებულ სიდიდეს. სულფატების დიდი რაოდენობით შემცველობა გავლენას ახდენს წყლის გემურ თვისებებზე (რაც საგრძნობია აღნიშნულ წყლებში), და იწვევს წყალმომარაგების მილების კოროზიას (WHO, 2004; Hudak, 2000), რაც ზოგჯერ წყლის მძიმე ლითონებით გაჭუჭყიანების მიზეზია (Tamasi, Cini, 2004), ხოლო 500 მგ/ლ-ზე მაღალმა კონცენტრაციამ შესაძლოა გამოიწვიოს სისუსტე ადამიანებში (Hudak, 2000).

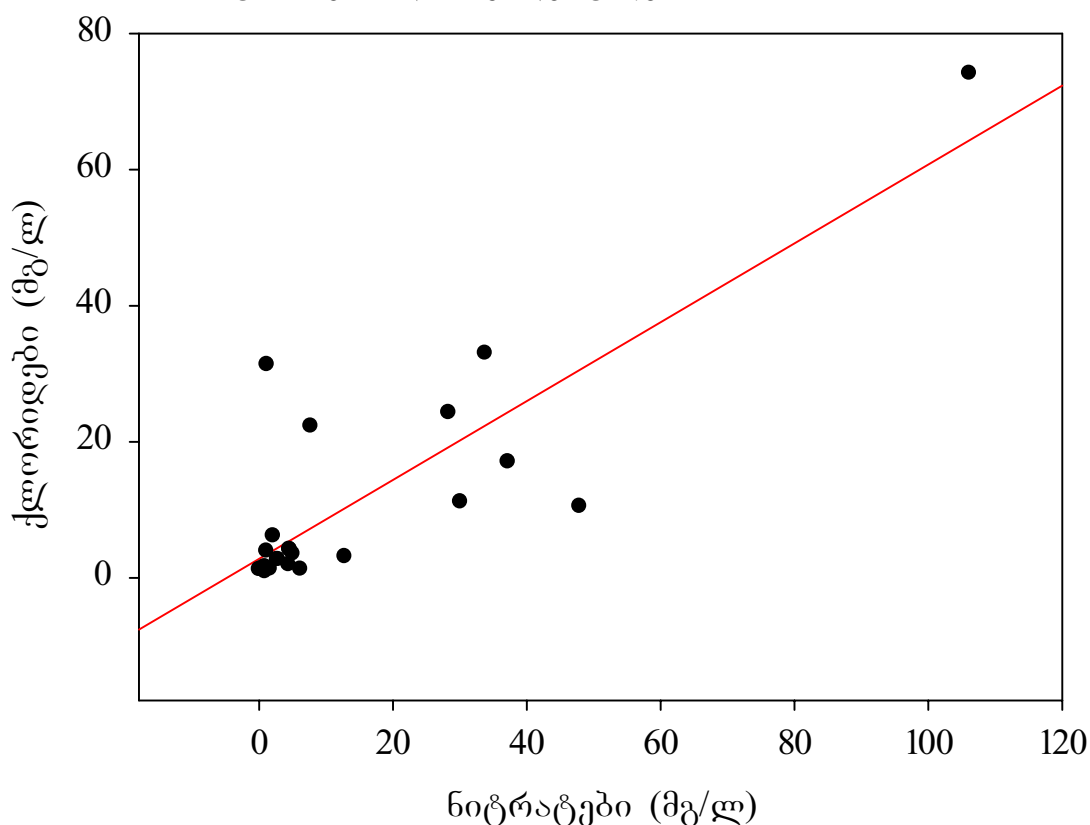
ფტორიდების შემცველობა არსად არ აღარბებს დადგენილ ზღვას – 1.5 მგ/ლ (WHO, 2004; Council Directive 98/83/EC, 1998). მათი საშუალო კონცენტრაცია 0.22 მგ/ლ-ს შეადგენს, ხოლო მაქსიმუმი 0.8 მგ/ლ-ია (სოფ. დილიკაური, ზესტაფონის რ-ნი). ასევე ნორმის ფარგლებშია ქლორიდების შემცველობა, 11.47 მგ/ლ საშუალო და 74.13 მგ/ლ (სოფ. მეჯვირი) მაქსიმალური კონცენტრაციით. თუმცა, უნდა აღინიშნოს, რომ ბუნებრივად სუფთა წყლებში (როდესაც არ ხდება ზღვის წყალთან შერევა) ქლორიდების რაოდენობა 10 მგ/ლ-ს არ აღარბებს და ზოგჯერ 1 მგ/ლ-ზე ნაკლებია (Guidelines for Canadian drinking water quality, 1978)

რაც შეეხება ფოსფატებს, მათთვის, ზღვ არ არის დადგენილი და არც რაიმე რეკომენდაციები მოიპოვება. თუმცა, თუ გავითვალისწინებთ მათ საკმაოდ მცირე შემცველობას შესწავლილ ნიმუშებში, სადაც საშუალო და მაქსიმალური მაჩვენებლები,

შესაბამისად 0.05 მგ/ლ და 0.78 მგ/ლ-ია, შეიძლება ითქვას, რომ მათი კონცენტრაცია უმნიშვნელოა.

შესწავლილი ანიონების ურთიერთდამოკიდებულების დასადგენად თითოეული წყვილისთვის გამოითვალა კორელაციის კოეფიციენტი (Bucher, 1998), რომლის შედეგადაც ნიტრატებსა და ქლორიდებს შორის დაფიქსირდა სტატისტიკურად მნიშვნელოვანი კორელაცია  $r=0.835$  ( $p<0,01$ ). აღნიშნული დამოკიდებულება მოცემულია გრაფიკზე (გრაფიკი 18), რაც მიუთითებს მათ ძლიერ მობილურობაზე და გრუნტის წყლებში მოხვედრის საერთო გზებზე. სხვა ნაერთებს შორის არსებული კორელაცია ან ძალზედ მცირეა ან საერთოდ არ აღინიშნება.

გრაფიკი 18. ქლორიდების და ნიტრატების ურთიერთდამოკიდებულება



მიღებული შედეგების ანალიზი გვიჩვენებს, რომ შესწავლილი ანიონების შემცველობა საკმაოდ დიდ ფარგლებში მერყეობს, რამაც

ასახვა ჰპოვა სტანდარტული გადახრის მაღალ მაჩვენებლებში (დანართი, ცხრილი 5). განსაკუთრებით, სულფატების (121.69), ნიტრატების (24.38) და ქლორიდების (16.91) შემთხვევაში. ნიმუშების უმრავლესობა შეესაბამება მოქმედ ეროვნულ თუ საერთაშორისო სტანდარტებს. თუმცა, აღსანიშნავია 4 ნიმუშში ნიტრატების და სულფატების ზღვ-სთან შედარებით მაღალი შემცველობა, რომლის ხანგრძლივი დროის მანძილზე მოხმარებამ შესაძლოა ჯანმრთელობის გაუარესება გამოიწვიოს.

სასმელი წყლების და მათ შორის გრუნტის წყლების ხარისხის მუდმივი კონტროლი მნიშვნელოვანია, რადგან ამ გზით ორგანიზმში სხვადასხვა სახის გამჭუჭყიანებლების მოხვედრის დიდი ალბათობა არსებობს. გამოკვლევების თანახმად გრუნტის წყლებში არაორგანული ანიონების, მათ შორის ნიტრატების შემცველობა ხშირად სეზონურ ხასიათს ატარებს (Nas, Berktaş, 2006), ამასთან სოფლის მეურნეობაში გამოყენებული მინერალური და ორგანული აზოტოვანი სასუქების გავლენა გრუნტის წყლებზე შედარებით გვიან აისახება. სამაგიეროდ, იქ მოხვედრის შემდეგ ნიტრატები რჩება ათეული წლების მანძილზე, მაშინაც კი, როცა სასუქების გზით მათი შეტანა მცირდება. (WHO Nitrate and nitrite in drinking-water, 2003). მსგავს კვლევებზე დაყრდნობით ზოგიერთ ქვეყანაში წყლის ხარისხის შემოწმების ინტენსივობა გაიზარდა. ამის მაგალითია ევროკავშირის კანონმდებლობა (Council Directive 98/83/EC 1998), სადაც ქლორიდები, სულფატები და ნიტრატები შეტანილია წყლის ხარისხის ძირითად ინდიკატორთა ნუსხაში, რომელიც 20 სხვადასხვა ფიზიკურ, ქიმიურ და ბიოლოგიურ მახასიათებელს მოიცავს.

## დასკვნები

1. ზემო იმერეთის რეგიონში გავრცელებულია ყომრალი, ყვითელ-ყომრალი, ნეშომპალა-კარბონატული და ალუვიური ნიადაგები.
2. ყომრალი ნიადაგები პროფილით A, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>, BC<sub>2</sub>, ხასიათდებიან მჟავე და სუსტად მჟავე რეაქციით (pH=4.90 – 6.95), ჰუმუსის საშუალო ან მაღალი შემცველობით (7.94%), ღრმა ჰუმუსირებით, შთანთქმული კათიონების საშუალო შემცველობით (21.83 – 37.74 მგ.-ექვ./100 გ. ნიადაგზე).
3. ყვითელ-ყომრალი ნიადაგები პროფილით A, AB, BC, C; A, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>, BC, მჟავე და სუსტად მჟავე რეაქციით (pH=4.10 – 6.70), ჰუმუსის საშუალო შემცველობით (5.75%), შთანთქმული კათიონების მცირე და საშუალო შემცველობით (8.96 – 74.16 მგ.-ექვ./100 გ. ნიადაგზე).
4. ნეშომპალა-კარბონატული ნიადაგები პროფილით A, B, C; A, AB, ტუტე და ნეიტრალური რეაქციით (pH=6.75 – 8.75), ჰუმუსის საშუალო შემცველობით (6.25), საშუალო და ძლიერი კარბონატულობით (0.46 – 69.76%), შთანთქმული ფუძეების საშუალო შემცველობით (29.52 – 65.60 მგ.-ექვ./100 გ. ნიადაგზე), ფუძეებით მაძრობით.
5. ალუვიური ნიადაგები პროფილით A, BC, C, CD, მჟავე, სუსტად მჟავე და ტუტე რეაქციით (5.90 – 8.20), ჰუმუსის საშუალო შემცველობით (4.61%), შთანთქმული კათიონების საშუალო შემცველობით (24.22 – 48.22 მგ.-ექვ./100 გ. ნიადაგზე).
6. შესწავლილი ნიადაგები მეტნაკლებად გაჭუჭყიანებულია მძიმე ლითონებით – Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn. მათი შემცველობა ზოგიერთ ნიმუშში აღემატება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას. კერძოდ, მანგანუმის კონცენტრაცია ნიმუშების 92.7%-ში

მნიშვნელოვნად აჭარბებს არსებულ ზღვ-ს, ცალკეულ შემთხვევაში 6-8-ჯერაც კი. ზღვ-ზე მაღალი კონცენტრაცია დაფიქსირდა სპილენძის შემთხვევაში, ნიმუშების 12.7%-ში.

7. ნიადაგებში მძიმე ლითონების სივრცობრივ განაწილებას ახასიათებს გარკვეული კანონზომიერება. თითოეული შესწავლილი ლითონის შემცველობა თანდათანობით მცირდება ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხნიდან აღმოსავლეთის მიმართულებით მანძილის ზრდასთან ერთად.
8. ნიადაგებში წყალში ხსნადი ანიონების –  $F^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$ ,  $Cl^-$ ,  $PO_4^{3-}$  შემცველობა მხოლოდ ფტორიდების, სულფატების და ნიტრატების შემთხვევაში უახლოვდება ამ ნაერთებით ძლიერ გაჭუჭყიანებული ნიადაგებიდან მიღებულ შედეგებს. ამასთან, სულფატებისა და ფტორიდების კონცენტრაციას ახასიათებს კლების ტენდენცია ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხნიდან ლიხის ქედამდე აღებულ ნიმუშებში.
9. საკვლევი რაიონის სამედიწველებში ფტორიდების, ქლორიდების და ფოსფატების შემცველობა ნორმის ფარგლებშია. თუმცა, სულფატების და ნიტრატების შემცველობა ნიმუშების 17.4%-ში აღემატება მათთვის დადგენილ ზღვ-ს.

## გამოყენებული ლიტერატურა

1. გავაშელი ა., ჭიათურა-სახხერის მანგანუმის მადნის წყება და მათი სამრეწველო შეფასება, საბჭ. საქ. თბ., 1959;
2. გეგუჩაძე შ., რიონ-ყვირილას წყალგამყოფის გეოლოგია და განვითარების ისტორია, თბ., 1973;
3. დევედარიანი გ., ზემო იმერეთის პლატოს მოსწორებული ზედაპირები, თსუ შრ., ტ. III თბ., 1965;
4. ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხანა, გამომც. საბჭოთა საქართველო, თბილისი, 1983;
5. კეცხოველი ნ., საქართველოს მცენარეული საფარი, საქ. სსრ მეცნ. აკად., თბილისი, 1959;
6. კორძახია მ., საქართველოს ჰავა, საქ. სსრ. მეცნ. აკადემიის გამბა, თბ., 1961;
7. მრეველიშვილი ნ., საქართველოს გეოლოგია, თბილისი, 1997;
8. ნიკოლაიშვილი დ., გეოინფორმაციული და ექსპერტული სისტემები, თბილისის უნივერსიტეტის გამომცემლობა, თბილისი, 2004;
9. საბაშვილი მ., საქართველოს სსრ ნიადაგები, მეცნიერება, თბილისი, 1965;
10. საქართველოს გეომორფოლოგიის საკითხები, საქ. სსრ მეცნ. აკად., ვახუშტის სახელობის გეოგრაფიის ინსტიტუტი, მეცნიერება, თბილისი, 1966;
11. ტალახაძე გ., საქართველოს ნიადაგები, განათლება, თბილისი, 1983;
12. ტალახაძე გ., ნაკაშიძე ლ., კირვალიძე რ., ნიადაგთმცოდნეობის ლაბორატორიულ-პრაქტიკული მეცადინეობის სახელმძღვანელო, განათლება, თბილისი, 1973;



13. ტატაშიძე ზ., ტექტონიკური სტრუქტურების გავლენა მდ. ყვირილას აუზის რელიეფზე, საქ. სსრ. გეოგრ. საზ. შრ., ტ. 5, თბ., 1959;
14. ურუშაძე თ., საქართველოს ძირითადი ნიადაგები, მეცნიერება, თბილისი, 1997;
15. ურუშაძე თ., აგროეკოლოგია, თბილისი, 2001;
16. ხარატიშვილი მ., საქართველოს ფიზიკური გეოგრაფია, თსუ, თბილისი, 1990;
17. ჯავახიშვილი შ., საქართველოს სსრ კლიმატოგრაფია, თბ., 1977;
18. Берлянт А.М. Карта – второй язык географии (Очерки Картографии). Книга для учителя. Москва, Просвещение 1985;
19. Беручашвили Н.Л., Жучкова В.К., Компьютерная обработка данных, составление географических банков данных, геоинформационных систем, Методы комплексных физико-географическ исследований. Москва, 1997;
20. Геология СССР, том X, Грузинская ССР, Недрა, Москва, 1964;
21. Геоморфология Грузии, Издательство «Мецნიერება», Тбилиси, 1971;
22. Гуния Г.С., Вопросы мониторинга загрязнения атмосферного воздуха на еритории Грузинской ССР, Гидрометеоиздат, 1985;
23. Джавахишвили А.Н., Геоморфологические районы, Грузинской ССР, АН ССР, М.–Л., 1947;
24. Цветков В.Я., Геоинформационные системы и технологии, Издательство Финансы и статистика, Москва, 1998;
25. Aber J.D., Nadelhoffer K.J., Steudler P., Melillo J.M., Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems, Bio Sci. 39, 1989;
26. Adriano D.C., Trace Elements in Terrestrial Environment, Springer, Berlin, Heidelberg, 2001;
27. Allen H.E., Hansen D.J., Water Environment Research 68, 1996;

28. Alloway B.J. – Heavy Metals in Soils – John Wiley & Sons, Glasgow, London, 1990;
29. Arnesen A.K.M., Abrahamsen G., Sandvik G., Krogstad T., Aluminium-smelters and fluoride pollution of soil and soil solution in Norway, *The Science of the Total Environment* 163, 1995;
30. Artiole J., Fuller W.H., *Journal of Environmental Quality* 88, 1979;
31. Asami T., Kobota M., Orikasa K., *Water, Air and Soil Pollution* 83/84, 1296, 1995;
32. Baize, D., Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français. Premiers résultats du programme ASPITET. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA* 22, 1994;
33. Baize D., Sterckeman T., Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *Science of the Total Environment* 264, 2001;
34. Barrow N.J., Influence of Soil Solution Concentration of Calcium on the Adsorption of Phosphate, Sulfate, and Molybdate by Soils, *Soil Sci.* 113, 1972;
35. Barrow, N.J., Testing a mechanical model. 1. The effects of time and temperature on the reaction of fluoride and molybdate with a soil. *Journal of Soil Science* 37, 1986;
36. Basta N.T., Tabatabai M.A., *Soil Science* 153, 1992;
37. Bell M., Largent E., Ludwig T., Muhler J., and Stookey G., Fluorides and Human Health. Monograph Series No. 59, World Health Organization, Geneva 1970;
38. Bellini G., Sumner M.E., Radcliffe D.E., Qafoku N.P., Anion Transport through columns of Highly weathered Acid Soils: Adsorption and Retardation, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 1996;
39. Benson N.R., *Soil Science* 101, 1966;

40. Bini C., Bresolin F., Soil acidification by acid rain in forest ecosystems: A case study in northern Italy, *The Science of the Total Environment* 222, 1-15, 1998;
41. Blaxter K.L., *Veterinary Record* 92, 1973;
42. Blum W.E.H., Wenzel W.W. – Bodenschutzkonzeption – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 1989;
43. Bormann F.H., Likens G.E., *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*, Springer-Verlag, New-York, 1979;
44. Bowden R.D., Castro M.S., Melillo J.M., Steudler P.A., Aber J.D., Fluxes of Greenhouse Gases Between Soils and the Atmosphere in a temperate Forest Following a Simulated Hurricane Blowdown, *Biogeochem.* 21, 1993;
45. Bowen H.J.M., *Environmental Geochemistry of the Elements*, Academic press, New York, 1979;
46. Bradl H.B., *Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction, Remediation*, Elsevier, Amsterdam, 2005;
47. Brady N.C., *The Nature and Properties of Soils*, 8<sup>th</sup> Ed. Macmillan, New York, 1974;
48. Brewer R.F., Fluorine, In: *Diagnostic criteria of plants and soils*, pp. 180-96 (Chapman H.G., ed.) Univ. California, Div. of Agric. Sci., Riverside, California, 1966;
49. Bucher B., *Statistik: Grundlagen, Beispiele und Anwendungen gelöst mit Excel*, Compendio Bildungsmedien, Zürich, 2003; Kähler W.M., *SPSS für Windows: eine Einführung in die aktuelle Version*, Vieweg, Braunschweig, 1998;
50. Burns G.R., Oxidation of Sulfur in Soils, *Sulphur Inst. Tech. Bull.* 13, 1967;
51. Cao S.R., Li Y.F., The evaluation of indoor air quality in areas of endemic fluorosis caused by coal combustion. In: *Proceedings of the XIX Conference of the International Society for Fluoride Research*, Kyoto, Japan. Department of Hygiene and Public Health, Osaka Medical College, p. 38, 1992;
52. Chang L.W., *Toxicology of Metals*, CRC Press, Boca Raton, FL, 1996;

53. Chao T.T., Harward M.E., Fang S.C., Soil Constituents and Properties in the Adsorption of Sulfate Ions, *Soil Sci.* 94, 1962;
54. Chapman H.D., *Diagnostic Criteria for plants and Soils*, Quality Printing, Abilene, TX, 1966;
55. Chino M., Baba B., *Journal of Plant Nutrition* 3, 1981;
56. Clark R.G., Stewart D.J., Fluorine. In: *The Mineral Requirements of Grazing Ruminants* (ed. N.D. Grace), pp. 129–134. Occasional Publication 9, New Zealand Society of Animal Production, Keeling and Mundy Ltd, Palmerston North, New Zealand, 1983;
57. Cohen M.D., Kargacin B., Klein C.B., Costa M., *Critical Reviews in Toxicology* 23, 1993;
58. Chlopeka A., Bacon J.R., Orikasa K., *Journal of Environmental Quality* 25, 69, 1996;
59. Christ M., Zhang Y., Likens G.E., Driscoll C.T., Nitrogen Retention Capacity of a Northern Hardwood Forest Soil Under Ammonium Sulfate Additions, *Ecol. Appl.* 5, 1995;
60. Cofala J., Amann M., Gyarmas F., Schoepp W., Boudri J.C., Hordijk L., Kroeze C., Junfeng L., Lin D., Panwar T.S., Gupta S., Cost-effective control of SO<sub>2</sub> emissions in Asia, *Journal of Environmental Management* 72, 2004;
61. Cordero A., Ramirez G.F., *Agronomia Costarricense* 3, 1979;
62. Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption, *Official Journal of the European Communities*, Brussels, 1998;
63. Cromwell G.L., Hays V.W., Clark T.L., *Journal of Animal Science* 46, 1978;
64. Cronin, S.J., Manoharan, V., Hedley, M.J. & Loganathan, P., Fluoride: a review of its fate, bioavailability, and risks of fluorosis in grazed-pasture systems in New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 43, 2000;
65. Dalgarno A.C., Mills C.F., *Journal of Animal Science* 85, 1975;

66. De Temmerman L.O., Hoenig M., Scokart P.O., Determination of “normal” levels and upper limit values of trace elements in soils. *Ztg. Pflanz. Bodenkunde* 147, 1984;
67. DeVos C.H.R., Schat H., deWaal M., Youijis R., Ernst W.H.O., *Physiology of Plant* 82, 1991;
68. Dudka S., Adriano D.C., *Journal of Environmental Quality* 26, 590, 1997;
69. Edwards C.A., Bohlen P.J., *Biology and Ecology of Earthworms*, Chapman and Hall, London, UK, 1996;
70. Elkhait E.A., Elshebiny G.M., Balba A.M., *Environmental Pollution* 69, 1991;
71. Elrashidi M.A., O`Connor G.A., *Soil Science Society of America Journal* 46, 1982;
72. Emmerich W.E., Lund L.J., Page A.L., Chang A.C., *Journal of Environmental Quality* 11, 182, 1982;
73. Ensminger L.E., Some Factors Affecting the Adsorption of Sulfate by Alabama Soils, *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.* 18, 1954;
74. Evdokimova G.A., Fluorine in the soils of the White Sea Basin and bioindication of pollution, *Chemosphere* 42, 2001;
75. FAO, Animal feeding and food safety. Food and Nutrition Paper 69: Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 1998;
76. Fergusson L., *The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*. Pergamon Press, Oxford, 1989;
77. Fetter C.W., *Contaminant Hydrogeology*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 1999;
78. Fleischer M., Recent Estimates of Relative Abundance of the Elements in the Earth’s Crust, Circular No. 285, US Geological Survey, Washington, DC, 1953;
79. Fluoride in Drinking-Water, Background document for development of WHO Guideline for Drinking-water Quality, World Health Organization, 2004;

80. Foy C.D., Campbell T.A., *Plant Nutrition* 7, 1984;
81. Friberg L., Priscator M., Nordberg G., *Cadmium in the Environment*, CRC Press, Cleveland, OH, 1971;
82. Fung K.F., Zhang Z.Q., Wong J.W.C., Wong M.H., Fluoride contents in tea and soil from tea plantations and the release of fluoride into tea liquor during infusion, *Environmental Pollution* 104, 1999;
83. Garcia-Miragaya J., Page A.L., *Soil Science Society of America Journal* 40, 1976;
84. Gilpin L., Johnson A.H., Fluorine in agricultural soils of southeastern Pennsylvania, *Journal of Soil Science Society of America* 44, 1980;
85. Gimeno L., Marin E., del Teso T., Bourhim S., How effective has been the reduction of SO<sub>2</sub> emissions on the effect of acid rain on ecosystems?, *The Science of the Total Environment* 275, 2001;
86. Gold A.J., DeRagon W.R., Sullivan W.M., Lemunyon J.L., Nitrate-nitrogen Losses to Groundwater from Rural and Suburban Land Uses, *J. Soil Water Conserv.* 45, 1990;
87. Griffin R.A., Au A.K., Prost P.P., *Journal of Environmental Science and Health* A12, 1977;
88. Grove J.H., Ellis B.G., *Soil Science Society of America Journal* 44, 238, 1980;
89. Guidelines for Canadian drinking water quality. Supporting documentation. Department of National Health and Welfare (Canada). Ottawa, 1978;
90. Hambidge K.M., Casey C.E., Mcleod L.B., *Trace Elements in Human and Animal Nutrition*, Academic Press, Orlando, 1986;
91. Heinrichs H., Mayer R., *Journal of Environmental Quality* 9, 1980;
92. Hickey M.G., Kittrick J.A., *Journal of Environmental Quality* 13, 1984;
93. Hirsch D., Banin A., *Journal of Environmental Quality* 19, 1990;
94. Hodgson J.F., Lindsay W.L., Trierweiler J.F., *Soil Science Society of America Proc.* 30, 1966;
95. Hogan G.D., Wotton D.L., *Journal of environmental Quality* 14, 1984;

96. Holm P.E., Soil Science Society of America Journal 60, 1996;
97. Holm P.E., Andersen B.B.H., Cristensen T.H., Soil Science Society of America Journal 60, 1996;
98. Hudak, P.F., Sulfate and Chloride concentrations in Texas aquifers, Environment International 26, 2000;
99. Huffman E.W.D., Alloway W.H., Plant Physiology 53, 1973;
100. Janssen P.J.C.M., Janus J.A., Knaap A.G.A.C., Integrated criteria document fluorides — effects. Bilthoven, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Appendix to Report No.75847005, 1988;
101. Jeng A.S., Singh B.R., Plant Soil 175, 1995;
102. Jenne E.A., Advances in Chemistry 73, 1968;
103. Johnson D.W., Nitrogen Retention in Forest Soils, J. Environ. Qual. 21, 1992;
104. Kabayashi J., Trace Substances in Environmental Health 5, 1971;
105. Kamprath E.J., Nelson W.L., Fitts J.W., The Effect of pH, Sulfate and Phosphate concentrations on the adsorption of Sulfate by Soils, Soil Sci. Am. Proc. 20, 1956;
106. Khan D.H., Frankland B., Plant Soil 70, 1983;
107. Kinniburgh D.G., Jackson M.L., Soil Science Society of America Journal 42, 1978;
108. Klassen R.A., Geological factors affecting the distribution of trace metals in glacial sediments of central Newfoundland. Environmental Geology, 33 (2/3), 1998;
109. Koritnig S., Ein Beitrag zur Geochemie des Fluor, Geochimica et Cosmochimica Acta 1, 1951;
110. Krauskopf K.B., Introduction to Geochemistry, McGraw-Hill, New York, 1979;
111. Lagriffoul A., Macquot B., Mech B., Vangronsfeld J., Plant Soil 200, 241, 1998;
112. Larsen S., Widdowson A.E., Soil fluorine, Journal of Soil Science 22, 1971;

113. Larssen T., Carmichael G.R., Acid rain and acidification in China: the importance of base cation deposition, *Environmental Pollution* 110, 2000;
114. Lima J.S., *Agriculture, Ecosystems and Environment* 48, 19, 1994;
115. Lindsay W.L., *Chemical Equilibria in Soils*, Wiley and Sons, New York, 1979;
116. Lipman C.B., McKinney G., *Plant Physiology* 6, 1931;
117. Little P., Martin M.H., *Environmental Pollution* 3, 1972;
118. Liu A., Gonzalez R.D., *Journal of Colloid and Interface Science* 218, 1999;
119. Loganathan, P., Hedley, M.J., Wallace, G.C. & Roberts, A.H.C., Fluoride accumulation in pasture forages and soils following long-term applications of phosphorus fertilizers, *Environmental Pollution* 115, 2001;
120. Loganathan, P., Hedley, M.J., Grace, N.D., Lee, J., Cronin, S.J., Bolan, N.S. & Zanders, J.M. Fertiliser contaminants in New Zealand grazed pasture with special reference to cadmium and fluorine: a review. *Australian Journal of Soil Research*, 41, 2003;
121. Loganathan P., Gray C.W., Hedley M.J., Roberts A.H.C., Total and soluble fluorine concentrations in relation to properties of soils in New Zealand, *European Journal of Soil Science* 57, 2006;
122. Loneragan J.F., Robson A.D., Graham R.D., *Copper in Soils and Plants*, Wiley and Sons, New York, 1981;
123. Lovett G.M., *Atmospheric Deposition of Nutrients and Pollutants in North America: An Ecological Perspective*, *Ecol. Appl.* 4, 1994;
124. Lucas I.H.M., Livingston R.M., Boyne A.W., McDonald I., *Journal of Agricultural Science* 58, 1962;
125. Ma H., Kim S.D., Cha D.K., Allen, H.E., *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 1999;
126. Marchiol L., Leita L., Martin M., Peressotti A., Zerbi G., *Journal of Environmental Quality* 25, 1996;
127. Marschner H., *Mineral Nutrition of Higher Plants*, Academic Press, London, 2002;



128. McBride M.B., Blasiak J.J. 43, 1979;
129. McBride M.B., Soil Science Society of America Journal 44, 1980;
130. McGrath S.P., Sanders J.R., Shalaby, Geoderma 42, 1998;
131. Mckenzie R.M., Australian Journal of Soil Research 18, 1980;
132. Mckenzie R.M., Australian Journal of Soil Research 8, 1970;
133. Mckenzie R.M., Australian Journal of Soil Research 13, 1975;
134. McLaughlin M.J., Alston A.M., Martin J.K., Phosphorus Cycling in Wheat-Pasture Rotation, III, Organic Phosphorus Turnover and Phosphorus Cycling, Aust. J. Soil Res. 26, 1988;
135. McLaughlin M.J., Tiller K.G., Trans. 15th World Congress Soil Science 36, 1994;
136. McLaughlin, M.J., Simpson, P.G., Fleming, N., Stevens, D.P., Cozens, G. & Smart, M.K., Effects of fertiliser type on cadmium and fluorine concentrations in clover herbage. Australian Journal of Experimental Agriculture 37, 1997;
137. McLaughlin, M.J., Stevens, D.P., Keerthisinghe, D.G., Cayley, J.W.D. & Ridley, A.M. 2001. Contamination of soil with fluoride by long-term application of superphosphates to pastures and risk to grazing animals. Australian Journal of Soil Research 39, 2001;
138. Metrz W., Physiological Reviews 49, 1969;
139. Metrz W., Journal of Nutrition 123, 1994;
140. Milberg R.P., Bower D.L., Lagerwerff J.V., Soil Science Society of America Journal 42, 1978;
141. Moore J.W., Inorganic Contaminants in Surface Waters, Springer, New York, 1991;
142. Mortvedt J.J., Giordano P.M., Lindsay W.L., Micronutrients in Agriculture, Soil Science Society of America, Madison, WI, 1972;
143. Mortvedt J.J., Journal of Environmental Quality 16, 1987;
144. NAS, Biological Effects of Air Pollutants: Fluorides, National Academy of Sciences, Washington, DC, 1971;

145. Nas B., Berktaş A., "Groundwater contamination by nitrates in the city of Konya, (Turkey): A GIS perspective", *Journal of Environmental Management* 79, 2006;
146. Nieboer E., Nriagu J.O., *Nickel and Human Health*, Wiley and Sons, New York, 1992;
147. Noggle J.C., Meagher J.F., Jones U.S., *Sulfur in the Atmosphere and Its Effects on Plant Growth*, 1986;
148. Norvell W.A., Lindsay W.L., *Soil Science Society of America Journal* 36, 1972;
149. Nriagu J.O., *Copper in the Environment*, Wiley and Sons, New York, 1979;
150. Nriagu J.O., Nieboer E., *Chromium in the Natural and Human Environments*, Wiley and Sons, New York, 1988;
151. Omuetti J.A.I., Jones R.L., *Regional distribution of fluorine in Illinois soils*, *Journal of Soil Science Society of America* 41, 1977;
152. ÖNORM L 1075, *Grundlagen für die Bewertung der Gehalte ausgewählter Elemente in Böden*, Wien, 2004;
153. ÖNORM L 1085 – *Chemische Bodenuntersuchungen, Säureextrakt zur Bestimmung von Nähr- und Schadelementen – Österreichisches Normungsinstitut*, Wien, 1999;
154. ÖNORM L 1092, *Chemische Bodenuntersuchungen, Bestimmung wasserlöslicher Stoffe*, Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 1993;
155. ÖNORM S 2088-2 – *Altlasten Gefährdungsschätzung für das Schutzgut Boden – Österreichisches Normungsinstitut*, Wien, 2000;
156. Pierzynski G.M., Logan T.J., *Crop, Soil, and Management Effects on Phosphorus Soil Test Levels*, *J. Prod. Agric.* 6, 1993;
157. Pinheiro J.P., Mota A.M., Benedetti M.F., *Environmental Science and Technology* 33, 1999;
158. Prasad A.S., Halsted J.A., Nadimi M., *Journal of Medicine* 31, 1961;
159. Preer J.R., Rosen W.G., *Trace Subs. Environ. Health* 11, 1977;

160. Press F., Sievers R., Fundamentals of Geology, Freeman and Company, New York, 1994;
161. Rai D., Eary L.E., Zachara J.M., Science of Total Environment 86, 1989;
162. Ramos L., Hernandez L.M., Gonzalez M.J., Journal of Environmental Quality 23, 1994;
163. Reddy M.R., Perkins H.F., Soil Science 121, 1974;
164. Ryden J.C., Syers J.K., Calcium Retention in Response to Phosphate Sorbtion by Soils, Soil Sci. Am. J. 40, 1976;
165. Salminen R., Tarvainen T., The problem of defining geochemical baselines. A case study of selected elements and geological materials in Finland. Journal of Geochemical Exploration 60, 1997;
166. Santillan-Medrano J., Jurinak J.J., Soil Science Society of America Journal 29, 1975;
167. Sauve S., Martinez C.E., McBride M., Hendershot W., Soil Science Society of America Journal 64, 2000;
168. Scheffer F., Schachtschabel P., Lehrbuch der Bodenkunde, Enke Verlag, Stuttgart, 1989;
169. Schung E., Sulphur Nutritional Status of European Crops and Consequences for Agriculture, Sulphur Agric. 15, 1991;
170. Schwartz K., Mertz W., Archives of Biochemistry and Biophysics 53, 1959;
171. Siegel F.R., Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals, Springer, Berlin, Heidelberg, 2002;
172. Singh, B.R., Uptake of cadmium and fluoride uptake by oats and rape from phosphate fertilisers in two different soils. Norwegian Journal of Agricultural Science 4, 1990;
173. Smith F.A., Hodge H.C., Airborne fluorides and man, Part I, Critical Reviews in Environmental Control 8, 1979;
174. Sommer A.L., Plant Physiology 6, 1931;
175. Sommers L.E., Journal of Environmental Quality, 1977;

176. Stahly T.S., Cromwell G.L., Monegue H.J., *Journal of Animal Science* 51, 1980;
177. Starkey R.L., *Oxidation and Redaction of Sulfur Compounds in Soils*, *Soil Sci.* 101, 1966;
178. Sterckeman T., Douay F., Proix N., Fourrier H., Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France, *Environmental Pollution* 107, 2000;
179. Stewart J.W.B., Tiessen H., *Dynamics of Soil Organic Phosphorus*, *Biogeochem.* 4, 1987;
180. Stigliani W.M., Joffe P.R., Anderberg S., *Environmental Science and Technology* 27, 1993;
181. Stouthart X.J.H.X., Haans J.L.M., Lock R.A.C., Bonga S.E.W., *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, 1996;
182. Strawn D.G., Scheidegger A.M., Sparks D.L., *Environmental Science and Technology* 32, 1998;
183. Street J.J., Sabey B.R., Lindsay W.L., *Journal of Environmental Quality* 7, 1978;
184. Sroeppler M., *Hazardous Elements in the Environment*, Elsevier, Amsterdam, 1992;
185. Strojan C.L., *Oikos* 31, 1978;
186. Sumner M.E., *Handbook of Soil Science*, CRC Press, Boca Raton, 2000;
187. Sunderman F.W., Hopfer S.M., Sweeney K.R., Marcus A.H., Most B.M., Cuanson J., *Proceedings of the Society of Experimental Biology and Medicine*, 191, 1989;
188. Syers J.K., Currin D., *Inorganic Reactions Controlling Phosphorus Cycling*. In: H. Tiessen (ed.) *Phosphorus Cycles in Terrestrial and Aquatic Ecosystems*, Saskatchewan Institute of Pedology, Saskatoon, Canada, 1989;
189. Tack F.M.G., Verloo M.G., Vanmechelen L., Van Ranst E., Baseline concentration levels of trace elements as a function of clay and organic carbon

- content in soils in Flanders (Belgium). *Science of the Total Environment* 201, 1997;
190. Takijima Y., Katsumi F., *Trace Substances in Environmental Health* 11, 1973;
  191. Tamasi G., Cini R., “Heavy metals in drinking waters from Mount Amiata (Tuscany, Italy). Possible risks from arsenic for public health in the Province of Siena”, *Science of Total Environment* 327, 2004;
  192. Tate K.R., Spier T.W., Ross D.J., Parfitt R.L., Whale K.N., Cowling J.C., *Temporal Variations in Some Plant and Soil P Pools in Two Pasture Soils of Different P Fertility Status*, *Plant Soil* 132, 1991;
  193. Tiller K.G., Hodgson J.F., *Clays and Clay Minerals* 9, 1962;
  194. U.S. EPA, Anon., “Wellhead Protection: a Guide for Small Communities”, Office of Research and Development, Office of Water, DC 1993 (EPA/625/R-93/002), Washington, 1993;
  195. U.S. EPA, *National Primary Drinking Water Regulations*, 2001;
  196. van Assche H., Clijsters F.H., *Plant Cell Environment* 13, 1990;
  197. van Breemen N., Burrough P.A., Velthorst E.J., van Dobben H.F., de Witt T., de Ridder T.B., Reijners H.F.R., *Acidification from Atmospheric Ammonium Sulphate in Forest Canopy throughfall*, *Nature* 299, 1982;
  198. Vitousek P.M., Gosz J.R., Grier C.C., Melillo J.M., Reiners W.A., Todd R.L., *A Comparative Analysis of Potential Nitrification and Nitrate Mobility in Forest Ecosystems*, *Ecol. Monog.* 52, 1982;
  199. Waisel Y., Kafkani U., Eshel A., *Plant Roots: The Hidden Half*, Marcel Deker, New York, 1991;
  200. Walsh L.M., Erhardt W.H., Seibel H.D., *Journal of Environmental Quality* 1, 1972;
  201. Wang H. F., Takematsu N., Ambe S., *Effects of soil acidity on the uptake of trace elements in soybean and tomato plants*, *Applied Radiation and Isotopes* 52, 2000;

202. Weinstaein L.H., Fluorides in the Environment, effects on plants and animals, CABI Publishing, UK, 2004;
203. Wenzel W.W., Blum W.E.H., Fluorine speciation and mobility in F-contaminated soils, European Journal of Soil Science 64, 1992;
204. Willett I.R., Bond W.J., Journal of Environmental Quality 24, 1995;
205. Williams C.H., Journal of the Australian Institute of Agricultural Science, (Sept.-Dec.), 1975;
206. Wixson B.G., Trace Substances in Environmental Health 11, 1977;
207. WHO, Nitrate and nitrite in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/56), Geneva, 2003;
208. WHO, Guidelines for drinking Water Quality. World Health Organization, Geneva, 2004;
209. Xian X., Plant Soil 113, 1989;
210. Xie Z.M., Wu W.H., Xu J.M., Environmental quality of fluorine, In: Wu Q.L., Yang Y.A., Xie Z.M., Zhu Y., editors. Microelemnts and biological health guizhou: Science and Technology Press, 2000;
211. Xie Z.M., Ye Z.H., Wong M.H., Distribution characteristics of fluoride and aluminium in soil profiles of an abandoned tea plantation and their uptake by six woody species, Environment International 26, 2001;
212. Zachara J.M., Ainsworth C.C., Cowan C.E., Resch C.T., Soil Science Society of America Journal 53, 1989;
213. Zachara J.M., Cowan C.E., Schmidt R.L., Ainsworth C.C., Clays and Clay Minerals 36, 1988;

დანართი

ცხრილი 1. გამოკვლეული ნიადაგების ზოგადი თვისებები

ჭრ. №	ნიმუშების აღების ადგილი	ნიადაგის და მიწათსარგებლობის ტიპი	სიღრმე (სმ)	ჰიგროსკოპიუმი (%)	pH	ჰუმუსი (%)	შთანთქმული კათიონები (მგ.-ექვ/100 გ. ნიადაგზე)		
							Ca	Mg	H
23	ს. კიცხი, ხარაგაულის რ-ნი	ნეშომპალა-კარბონატული, საძოვარი	0-10	7.89	8.10	1.04	39.36	10.17	არაა
			10-20	9.64	8.00	0.84	38.37	11.81	„-“
			20-40	2.89	7.65	0.84	41.33	13.45	„-“
24	ს. ხევი, ხარაგაულის რ-ნი	ყვითელ-ყომრალი, სიმინდის კულტურის ქვეშ	0-15	3.24	6.10	3.57	18.70	5.24	1.00
			15-30	2.91	5.70	2.63	16.73	6.20	1.80
			30-60	2.33	5.60	1.59	12.14	5.90	3.60
25	ს. ფარცხნალი, ხარაგაულის რ-ნი	ნეშომპალა-კარბონატული, საძოვარი	0-10	4.68	7.85	6.25	29.52	12.46	არაა
			10-20	4.29	8.05	2.88	28.86	13.78	„-“
			20-40	6.11	8.20	2.23	29.85	13.77	„-“
26	ს. ცხრაწყარო, ზესტაფონის რ-ნი	ნეშომპალა-კარბონატული, საძოვარი	0-10	4.19	6.90	4.56	36.08	6.56	„-“
			10-20	4.45	7.40	2.48	35.10	8.20	„-“
			20-40	4.12	7.95	0.94	33.78	8.86	„-“
			40-60	4.07	8.10	1.50	30.50	7.22	„-“
27	ს. ნუნისი, ხარაგაულის რ-ნი	ყომრალი, ნაძენარი	0-10	5.16	6.45	5.16	27.22	9.52	1.00
			10-20	3.97	6.10	2.23	26.57	6.23	0.80
			20-40	3.43	6.50	1.09	25.18	7.06	0.72
			40-60	4.18	6.40	0.84	24.27	7.55	0.60

ცხრილი 1. გამოკვლეული ნიადაგების ზოგადი თვისებები (გაგრძელება)

ჭრ. №	ნიმუშების აღების ადგილი	ნიადაგის და მიწათსარგებლობის ტიპი	სიღრმე (სმ)	ჰიგროსკ. წყალი (%)	pH	ჰუმუსი (%)	შთანთქმული კათიონები (მგ.-ექვ/100 გ. ნიადაგზე)		
							Ca	Mg	H
17	ს. არგვეთა, ზესტაფონის რ-ნი	ნეშომპალა-კარბონატული, საძოვარი	0-10	4.86	7.70	3.22	29.52	7.22	არაა
			10-20	4.93	7.90	0.60	24.60	8.20	„-“
			20-40	4.73	8.00	0.25	30.18	11.48	„-“
			40-60	4.71	7.90	0.25	27.88	10.50	„-“
21	ს. ქვედა სიმონეთი, თერჯოლის რ-ნი	ალუვიური, საძოვარი	0-10	4.51	7.65	3.27	26.24	7.24	„-“
			10-20	6.67	7.60	1.14	29.85	11.81	„-“
			20-40	5.86	7.55	0.99	27.24	11.14	„-“
			40-60	4.77	7.20	0.25	28.54	15.41	„-“
13	რიკოთის უღელტეხილი, ხარაგაულის რ-ნი	ყვითელ-ყომრალი, წიფლნარ-წაბლნარი	0-10	2.56	4.60	3.12	6.89	2.95	2.40
			10-20	2.39	5.10	1.64	4.59	1.97	2.40
			20-40	2.43	5.15	0.89	9.18	5.58	3.60
			40-60	0.42	5.10	0.55	12.14	5.57	2.80
14	ს. შროშა, ზესტაფონის რ-ნი	ნეშომპალა-კარბონატული, ფიჭვნარი	0-10	3.88	7.55	3.62	22.63	12.47	არაა
			10-20	3.16	8.00	1.09	24.27	12.47	„-“
			20-40	2.85	7.75	0.99	10.50	7.54	„-“
			40-60	0.14	7.70	0.89	14.76	8.20	„-“
15	ს. ზედა საქარა, ზესტაფონის რ-ნი	ყვითელ-ყომრალი, საძოვარი	0-10	4.15	5.85	2.33	17.06	5.80	2.40
			10-20	4.24	5.80	1.49	22.30	10.83	4.60
			20-40	3.48	5.70	1.14	22.96	10.50	4.00
			40-60	4.12	5.75	0.29	18.04	9.84	3.40



ცხრილი 1. გამოკვლეული ნიადაგების ზოგადი თვისებები (გაგრძელება)

ჭრ. №	ნიმუშების აღების ადგილი	ნიადაგის და მიწათსარგებლობის ტიპი	სიღრმე (სმ)	ჰიგროსკ. წყალი (%)	pH	ჰუმუსი (%)	შთანთქმული კათიონები (მგ.-ექვ/100 გ. ნიადაგზე)		
							Ca	Mg	H
16	ს. მეორე სვირი, ზესტაფონის რ-ნი	ყვითელ-ყომრალი, აკაცია	0-10	8.31	4.30	3.27	21.65	6.89	4.40
			10-20	0.56	4.50	1.24	27.55	12.79	3.80
			20-40	0.98	4.40	1.09	25.26	12.13	4.00
			40-60	8.37	5.30	0.94	23.94	16.08	4.20
18	ს. ღვანკითი, თერჯოლის რ-ნი	ალუვიური მუავე, საძოვარი	0-10	4.02	5.90	1.64	17.71	5.91	0.60
			10-20	5.73	5.90	1.39	19.02	5.25	1.00
			20-40	4.58	6.05	1.14	20.01	6.89	არაა
			40-60	6.92	6.50	1.04	18.70	8.20	„-“
19	ს. ეწერი, თერჯოლის რ-ნი	ალუვიური, სიმინდის კულტურის ქვეშ	0-15	5.09	6.50	4.61	20.01	9.84	„-“
			15-30	5.74	6.55	3.72	19.68	10.50	„-“
			30-60	4.43	6.75	1.34	21.98	9.18	„-“
20	ს. ქვედა სიმონეთი, თერჯოლის რ-ნი	ალუვიური, სიმინდის კულტურის ქვეშ	0-15	5.09	6.80	1.34	21.32	8.86	„-“
			15-30	4.97	6.90	1.24	37.06	13.12	„-“
			30-60	1.67	7.10	0.64	33.46	13.12	„-“
22	ს. ნახშირღელე, თერჯოლის რ-ნი	ალუვიური კარბონატული, საძოვარი	0-10	8.30	7.75	2.18	29.85	11.48	„-“
			10-20	0.58	7.85	1.14	26.24	12.82	„-“
			20-40	0.44	7.80	0.69	31.82	17.10	„-“
			40-60	7.55	8.10	0.40	28.86	11.16	„-“

ცხრილი 1. გამოკვლეული ნიადაგების ზოგადი თვისებები (გაგრძელება)

ჭრ. №	სიღრმე (სმ)	შთანთქმული კათიონები (%)				ფუძეებით მაძღრობა (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	ელექტროგამტარობა (მიკროსიმენსი/სმ)
		ჯამი						
			Ca	Mg	H			
23	0-10	49.53	79.47	20.53	-	100.00	8.83	132.50
	10-20	50.18	76.48	23.52	-	100.00	4.65	141.50
	20-40	54.78	75.44	24.56	-	100.00	0.93	100.50
24	0-15	24.94	74.98	21.01	4.01	95.99	არაა	55.00
	15-30	24.76	67.57	25.04	7.39	92.72	„-“	21.00
	30-60	21.64	56.10	27.26	16.64	83.36	„-“	109.50
25	0-10	41.98	70.32	29.68	-	100.00	39.06	197.50
	10-20	42.64	67.69	32.31	-	100.00	36.27	173.00
	20-40	43.62	68.43	31.57	-	100.00	26.97	150.50
26	0-10	42.64	84.61	15.39	-	100.00	1.39	132.50
	10-20	43.30	81.06	18.94	-	100.00	3.25	188.50
	20-40	42.64	79.23	20.74	-	100.00	31.16	154.00
	40-60	37.72	80.87	19.13	-	100.00	21.39	113.00
27	0-10	37.74	72.12	25.22	2.66	97.35	არაა	87.50
	10-20	33.60	79.07	18.54	2.39	97.62	„-“	82.00
	20-40	32.96	76.40	21.42	2.18	97.82	„-“	47.00
	40-60	32.42	74.87	23.29	1.84	98.15	„-“	39.00
17	0-10	36.74	80.35	19.65	-	100.00	21.86	195.00
	10-20	32.80	75.00	25.00	-	100.00	27.44	122.00
	20-40	41.66	72.44	27.56	-	100.00	24.65	115.20
	40-60	38.38	72.64	27.36	-	100.00	29.77	110.50

ცხრილი 1. გამოკვლეული ნიადაგების ზოგადი თვისებები (გაგრძელება)

ჭრ. №	სიღრმე (სმ)	შთანთქმული კათიონები (%)				ფუძეებით მაძღრობა (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	ელექტროგამტარობა (მიკროსიმენსი/სმ)
		ჯამი						
			Ca	Mg	H			
21	0-10	33.46	78.42	21.58	-	100.00	არაა	146.00
	10-20	41.66	71.65	28.35	-	100.00	„-“	116.00
	20-40	38.38	70.93	29.07	-	100.00	„-“	100.50
	40-60	43.95	64.93	35.07	-	100.00	„-“	100.00
13	0-10	12.24	51.29	24.10	19.61	80.39	„-“	30.00
	10-20	8.96	51.23	21.99	26.78	73.21	„-“	22.50
	20-40	18.36	50.02	30.39	19.59	80.39	„-“	23.50
	40-60	20.51	59.19	27.16	13.65	86.35	„-“	19.00
14	0-10	35.10	64.48	35.53	-	100.00	1.39	149.00
	10-20	36.74	66.06	33.94	-	100.00	0.46	128.50
	20-40	18.04	58.20	41.80	-	100.00	0.93	70.5
	40-60	22.96	64.28	35.72	-	100.00	0.93	69.00
15	0-10	25.36	67.27	22.87	9.86	90.50	არაა	37.5
	10-20	37.73	59.11	28.70	12.19	87.81	„-“	26.00
	20-40	36.80	62.39	28.53	9.08	89.32	„-“	31.5
	40-60	31.28	57.67	31.46	10.87	89.13	„-“	18.00

ცხრილი 1. გამოკვლეული ნიადაგების ზოგადი თვისებები (გაგრძელება)

ჭრ. №	სიღრმე (სმ)	შთანთქმული კათიონები (%)				ფუძეებით მაძღრობა (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	ელექტროგამტარობა (მიკროსიმენსი/სმ)
		ჯამი	Ca Mg H					
			Ca	Mg	H			
16	0-10	32.94	64.72	20.92	13.36	86.64	„-“	59.00
	10-20	44.14	62.42	28.97	8.61	91.39	„-“	30.00
	20-40	41.39	61.03	29.31	9.66	90.34	„-“	29.50
	40-60	44.22	54.15	36.36	9.49	90.50	„-“	40.00
18	0-10	24.22	73.13	24.40	2.47	97.52	„-“	36.50
	10-20	25.27	75.28	20.76	3.96	96.04	„-“	28.50
	20-40	26.90	74.39	25.61	-	100.00	„-“	37.00
	40-60	26.90	69.52	30.48	-	100.00	„-“	41.00
19	0-15	29.85	67.03	22.97	-	100.00	„-“	114.00
	15-30	30.18	65.21	34.79	-	100.00	„-“	92.00
	30-60	31.16	70.53	29.47	-	100.00	„-“	50.50
20	0-15	30.18	70.64	29.36	-	100.00	0.46	58.50
	15-30	50.18	73.86	36.14	-	100.00	0.46	60.00
	30-60	46.58	73.40	26.60	-	100.00	0.93	179.50
22	0-10	41.33	72.22	27.78	-	100.00	3.93	165.50
	10-20	39.03	67.23	32.77	-	100.00	5.58	129.50
	20-40	48.22	65.98	34.02	-	100.00	7.44	128.50
	40-60	40.02	72.12	27.88	-	100.00	20.46	123.00

ცხრილი 2. მძიმე ლითონების საერთო შემცველობა გამოკვლეულ ნიადაგებში

ჭრ. №	სიღრმე (სმ)	Cd (მგ/კგ)	Cu (მგ/კგ)	Mn (მგ/კგ)	Ni (მგ/კგ)	Pb (მგ/კგ)	Zn (მგ/კგ)
23	0-10	0.13	127.37	979.44	52.45	13.14	77.43
	10-20	0.12	59.93	895.01	54.93	11.66	67.42
	20-40	0.11	49.93	840.41	57.40	9.89	69.88
24	0-15	0.17	49.91	911.22	24.99	7.60	77.46
	15-30	0.11	59.97	844.01	24.95	10.01	72.35
	30-60	0.10	74.85	749.75	22.47	26.83	67.35
25	0-10	0.46	62.43	1397.56	32.41	21.03	62.35
	10-20	0.45	29.97	1442.44	34.97	21.24	52.45
	20-40	0.49	29.93	1515.19	37.41	21.50	57.38
26	0-10	0.21	114.83	1023.99	57.41	24.93	92.37
	10-20	0.19	104.79	899.99	59.88	18.89	87.33
	20-40	0.14	54.92	875.04	49.92	12.32	57.42
	40-60	0.06	44.97	765.34	49.96	12.85	57.46
27	0-10	0.07	64.84	1295.76	47.38	14.53	72.32
	10-20	0.07	69.86	1092.14	42.41	7.02	69.86
	20-40	0.08	69.97	1077.68	34.98	6.10	69.97
	40-60	0.08	74.85	1071.50	42.41	6.18	76.58
17	0-10	0.09	34.91	1683.33	34.92	10.93	64.09
	10-20	0.07	29.93	755.55	32.43	9.06	59.62
	20-40	0.07	32.46	783.80	34.94	9.71	57.91
	40-60	0.06	29.97	775.45	32.47	9.08	55.44

ცხრილი 2. მძიმე ლითონების საერთო შემცველობა გამოკვლეულ ნიადაგებში (გაგრძელება)

ჭრ. №	სიღრმე (სმ)	Cd (მგ/კგ)	Cu (მგ/კგ)	Mn (მგ/კგ)	Ni (მგ/კგ)	Pb (მგ/კგ)	Zn (მგ/კგ)
21	0-10	0.34	34.91	5163.67	49.88	43.47	76.79
	10-20	0.18	32.47	3465.35	49.96	43.07	64.20
	20-40	0.30	34.47	4398.81	54.95	52.29	63.69
	40-60	0.39	29.97	4273.43	52.45	41.03	67.68
13	0-10	0.11	9.99	1034.48	22.45	27.11	52.96
	10-20	0.07	9.99	948.01	24.98	23.24	54.46
	20-40	0.05	14.97	872.01	27.44	23.47	56.63
	40-60	0.05	17.49	616.23	32.47	23.61	65.45
14	0-10	0.09	24.94	1240.53	22.44	12.28	78.83
	10-20	0.07	29.95	1202.75	24.96	13.88	69.88
	20-40	0.06	24.98	995.21	24.97	13.47	76.17
	40-60	0.05	19.92	921.57	24.90	14.75	70.72
15	0-10	0.09	49.94	1993.81	22.47	29.79	88.14
	10-20	0.07	47.43	1443.25	24.96	17.49	93.10
	20-40	0.06	39.88	1153.13	22.43	16.42	77.52
	40-60	0.05	37.46	904.78	19.98	15.81	71.68
16	0-10	0.09	122.34	561.23	22.47	18.95	54.18
	10-20	0.08	119.69	309.49	19.94	23.98	53.62
	20-40	0.10	122.04	340.98	19.92	21.93	50.06
	40-60	0.09	122.19	517.03	29.93	18.96	52.37

ცხრილი 2. მძიმე ლითონების საერთო შემცველობა გამოკვლეულ ნიადაგებში (გაგრძელება)

ჭრ. №	სიღრმე (სმ)	Cd (მგ/კგ)	Cu (მგ/კგ)	Mn (მგ/კგ)	Ni (მგ/კგ)	Pb (მგ/კგ)	Zn (მგ/კგ)
18	0-10	0.05	24.95	2191.33	27.44	22.78	49.65
	10-20	0.04	24.93	2616.54	27.43	23.16	49.36
	20-40	0.05	24.96	2660.62	27.46	22.38	51.68
	40-60	0.05	24.95	2768.01	24.95	22.05	48.90
19	0-15	0.06	22.46	1384.55	19.96	26.73	63.64
	15-30	0.05	22.46	1550.05	24.95	25.96	63.13
	30-60	0.01	22.46	1248.28	22.46	27.16	48.40
20	0-15	0.10	39.89	3065.64	37.39	29.72	52.86
	15-30	0.11	39.95	3676.96	42.44	31.24	52.69
	30-60	0.13	27.42	2845.42	57.33	29.97	54.84
22	0-10	0.06	39.91	1988.13	54.88	24.52	57.87
	10-20	0.04	37.40	1880.37	52.35	23.82	54.35
	20-40	0.03	37.43	1401.73	57.38	19.72	53.14
	40-60	0.04	34.96	1079.64	57.43	13.08	47.94

ცხრილი 3. წყალში ხსნადი ანიონების შემცველობა გამოკვლეულ ნიადაგებში

ჭრ. №	სიღრმე (სმ)	F (მგ/კგ)	SO <sub>4</sub> (მგ/კგ)	NO <sub>3</sub> (მგ/კგ)	Cl (მგ/კგ)	PO <sub>4</sub> (მგ/კგ)
23	0-10	3.31	17.83	14.84	8.89	0.35
	10-20	6.91	20.67	11.94	7.69	0.40
	20-40	7.89	20.55	3.95	6.85	0.10
24	0-15	2.08	10.30	0.80	9.35	4.05
	15-30	2.13	8.12	4.70	7.39	0.10
	30-60	1.55	7.45	0.45	6.39	0.65
25	0-10	1.08	9.70	9.03	12.53	0.10
	10-20	6.31	7.20	3.95	7.00	0.15
	20-40	5.30	7.33	4.15	4.30	0.20
26	0-10	0.38	35.13	1.20	9.49	13.94
	10-20	0.81	17.28	2.30	13.34	1.00
	20-40	0.85	11.68	3.90	5.10	0.40
	40-60	1.27	4.53	0.90	3.90	1.80
27	0-10	0.77	16.92	0.95	8.54	1.95
	10-20	1.11	6.82	1.50	7.50	0.10
	20-40	1.44	4.20	1.25	4.05	0.85
	40-60	1.50	3.87	2.15	5.09	1.55
17	0-10	1.21	6.05	2.50	10.09	0.15
	10-20	2.90	3.82	5.25	9.34	0.10
	20-40	4.64	4.10	2.75	9.85	0.10
	40-60	4.41	5.28	1.30	7.89	0.15



ცხრილი 3. წყალში ხსნადი ანიონების შემცველობა გამოკვლეულ ნიადაგებში (გაგრძელება)

ჭრ. №	სიღრმე (სმ)	F (მგ/კგ)	SO <sub>4</sub> (მგ/კგ)	NO <sub>3</sub> (მგ/კგ)	Cl (მგ/კგ)	PO <sub>4</sub> (მგ/კგ)
21	0-10	2.16	7.42	9.34	9.34	0.15
	10-20	4.37	5.40	13.44	15.09	0.15
	20-40	3.80	6.97	9.54	6.30	0.10
	40-60	2.13	6.15	6.35	7.15	0.10
13	0-10	1.04	11.57	10.69	5.70	1.45
	10-20	0.65	7.77	12.28	4.19	0.15
	20-40	0.95	8.17	12.23	7.74	0.15
	40-60	0.40	9.00	7.74	6.15	0.15
14	0-10	0.48	8.73	27.84	6.45	0.10
	10-20	1.16	10.00	12.44	6.69	0.15
	20-40	1.19	45.46	9.99	8.69	0.20
	40-60	1.99	9.27	14.38	7.04	0.10
15	0-10	1.13	13.97	13.39	7.15	0.20
	10-20	1.15	9.45	23.39	4.75	0.10
	20-40	1.13	8.10	10.69	4.45	0.15
	40-60	1.30	7.50	6.75	6.10	0.15
16	0-10	0.23	20.80	157.16	6.30	0.10
	10-20	0.35	20.92	47.52	4.55	0.10
	20-40	0.35	22.57	43.22	7.74	0.20
	40-60	0.29	28.02	50.33	10.75	0.10

ცხრილი 3. წყალში ხსნადი ანიონების შემცველობა გამოკვლეულ ნიადაგებში (გაგრძელება)

ჭრ. №	სიღრმე (სმ)	F (მგ/კგ)	SO <sub>4</sub> (მგ/კგ)	NO <sub>3</sub> (მგ/კგ)	Cl (მგ/კგ)	PO <sub>4</sub> (მგ/კგ)
18	0-10	1.59	14.07	3.20	6.44	0.15
	10-20	1.67	19.92	1.25	5.45	0.10
	20-40	2.06	17.02	2.75	5.84	0.15
	40-60	1.91	19.99	5.80	6.05	0.10
19	0-15	1.73	35.01	20.19	8.65	2.25
	15-30	1.84	29.60	22.31	8.34	0.75
	30-60	2.13	23.59	6.95	7.64	0.15
20	0-15	2.07	16.12	10.35	7.00	0.15
	15-30	2.10	15.92	17.25	5.95	0.35
	30-60	2.38	615.09	13.84	6.40	0.40
22	0-10	3.00	81.94	9.44	5.25	0.20
	10-20	6.32	23.41	11.09	3.95	0.20
	20-40	6.85	29.85	5.85	5.25	0.10
	40-60	5.86	40.46	5.14	3.65	0.40

ცხრილი 4. ანიონების შემცველობა სასმელ წყლებში

№	ნიმუშების აღების ადგილი	სასმელი წყლის წყარო	ელექტროგამტარობა (მიკროსიმენსი/სმ)	F (მგ/ლ)	SO <sub>4</sub> (მგ/ლ)	NO <sub>3</sub> (მგ/ლ)	Cl (მგ/ლ)	PO <sub>4</sub> (მგ/ლ)
1	ს. ხევი, ხარაგაულის რ-ნი	წყარო	632.00	0.268	36.590	47.910	10.500	0.020
2	ს. კიცხი, ხარაგაულის რ-ნი	წყარო	140.00	0.155	11.130	0.880	1.620	0.020
3	ს. ახალსოფელი, ხარაგაულის რ-ნი	წყარო	347.00	0.033	3.700	0.890	0.910	0.030
4	ს. ფარცხნალი, ხარაგაულის რ-ნი	წყარო	544.00	0.132	9.000	30.080	11.170	0.010
5	დაბა ხარაგაული	წყარო	515.00	0.207	11.750	6.170	1.260	0.010
6	რიკოთის უღელტეხილი, ხარაგაულის რ-ნი	წყარო	52.00	0.139	3.350	0.010	1.240	0.010
7	ს. ბეჟათუბანი, ხარაგაულის რ-ნი	წყარო	276.00	0.008	9.450	1.660	1.320	0.020
8	ს. კაცხი, ჭიათურის რ-ნი	წყარო	487.00	0.105	7.260	2.110	6.170	0.010
9	ს. ცხრაწყარო, ზესტაფონის რ-ნი	წყარო	740.00	0.216	28.100	37.220	17.030	0.020
10	ს. მეჯვირი, საჩხერის რ-ნი	წყარო	1086.00	0.211	40.800	106.180	74.030	0.010
11	ს. ვახანი, ხარაგაულის რ-ნი	წყარო	264.00	0.098	21.030	0.460	1.370	0.020

ცხრილი 4. ანიონების შემცველობა სასმელ წყლებში (გაგრძელება)

№	ნიმუშების აღების ადგილი	სასმელი წყლის წყარო	ელექტროგამტარობა, (მიკროსიმენსი/სმ)	F (მგ/ლ)	SO <sub>4</sub> (მგ/ლ)	NO <sub>3</sub> (მგ/ლ)	Cl (მგ/ლ)	PO <sub>4</sub> (მგ/ლ)
12	ს. ცხრაწყარო, ზესტაფონის რ-ნი	ჭა	1472.00	0.156	526.300	1.180	31.350	0.060
13	ღაბა ხარაგაული	ონკანი	251	0.098	12.580	5.050	3.500	0.010
14	ღაბა ხარაგაული	წყარო	382	0.165	26.340	12.820	3.120	0.030
15	ქ. ჭიათურა	ონკანი	463	0.151	17.090	2.840	2.680	0.020
16	ს. საღვინე, ზესტაფონის რ-ნი	ონკანი	974	0.158	16.690	2.700	2.680	0.020
17	ს. ნუნისი, ხარაგაულის რ-ნი	წყარო	505.00	0.139	53.500	4.410	1.920	0.030
18	ს. კორბოული, ჭიათურის რ-ნი	ჭა	770.00	0.403	57.770	33.780	33.000	0.030
19	ქ. ზესტაფონი	წყარო	1472.00	0.209	47.140	28.330	24.280	0.780
20	ქ. ზესტაფონი	ონკანი	790.00	0.225	336.180	7.720	22.290	0.020
21	ს. დილიკაური, ზესტაფონის რ-ნი	წყარო	649.00	0.800	54.280	4.620	4.140	0.010
22	ქ. ზესტაფონი	ჭა	3010.00	0.720	44.420	4.530	4.160	0.020
23	ს. ბორითი, ხარაგაულის რ-ნი	წყარო	393.00	0.239	15.490	1.130	3.910	0.010

ცხრილი 5. სასმელ წყლებში ანიონების შემცველობის სტატისტიკური მახასიათებლები

F (მგ/ლ)	n	(%)	SO <sub>4</sub> (მგ/ლ)	n	(%)	NO <sub>3</sub> (მგ/ლ)	n	(%)	Cl (მგ/ლ)	n	(%)	PO <sub>4</sub> (მგ/ლ)	n	(%)
< 0.05	2	9	< 5	2	9	< 1	4	17	< 1.5	5	22	< 0.02	8	35
0.05 – 0.1	2	9	5 – 10	3	13	1 – 2.5	4	17	1.5 – 3	4	17	0.02 – 0.03	9	39
0.1 – 0.2	9	39	10 – 50	13	56	2.5 – 5	5	22	3 – 6	5	22	0.03 – 0.04	4	17
0.2 – 0.4	7	30	50 – 100	3	13	5 – 10	3	13	6 – 12	3	13	0.04 – 0.06	-	-
0.4 – 0.6	1	4	100 – 300	-	-	10 – 45	5	22	12 - 24	2	9	0.06 – 0.08	2	9
0.6 – 1.0	2	9	300 – 600	2	9	45 – 110	2	9	24 - 80	4	17	0.08 – 0.1	-	-
სულ	23	100		23	100		23	100		23	100		23	100
მინიმუმი	0.008			3.33			0.01			0.91			0.01	
მაქსიმუმი	0.8			526.30			106.18			74.13			0.78	
მედიანა	0.16			21.03			4.53			3.91			0.02	
საშუალო არითმეტ.	0.22			60.43			14.90			11.47			0.05	
სტანდარტ. გადახრა	0.19			121.69			24.38			16.91			0.16	

n – ნიმუშების რაოდენობა, % - პროცენტული წილი

რუკა 1. საკელევი რაიონის რელიეფის სამგანზომილებიანი მოდელი

