

ტყის დეგრადაციის გავლენა მცენარეთა სახეობრივ მრავალფეროვნებაზე:
სუბალპური არყნარის ბუნებრივი რეგენერაციის სუქცესიური სტადიების
პოტენციალის განსაზღვრა

ნატალია ტოგონიძე

*სადისერტაციო ნაშრომი წარდგენილია ილიას სახელმწიფო უნივერსიტეტის
საბუნებისმეტყველო მეცნიერებებისა და მედიცინის ფაკულტეტზე სიცოცხლის
შემსწავლელ მეცნიერებათა დოქტორის აკადემიური ხარისხის მინიჭების
მოთხოვნების შესაბამისად*

სიცოცხლის შემსწავლელ მეცნიერებათა სადოქტორო პროგრამა

სამეცნიერო ხელმძღვანელი: ასოც. პროფ., ბიოლ. მეცნ.დოქტ. შალვა სიხარულიძე

ილიას სახელმწიფო უნივერსიტეტი

თბილისი, 2020 წელი

ილიას სახელმწიფო უნივერსიტეტის
საბუნებისმეტყველო მეცნიერებებისა და მედიცინის
ფაკულტეტის დეკანს,
ბატონ დავით თარხნიშვილს,
ამავე ფაკულტეტის დოქტორანტის,
ნატალია ტოგონიძის

განაცხადი

როგორც წარდგენილი სადისერტაციო ნაშრომის „ტყის დეგრადაციის გავლენა მცენარეთა სახეობრივ მრავალფეროვნებაზე: სუბალპური არყნარის ბუნებრივი რეგენერაციის სუქცესიური სტადიების პოტენციალის განსაზღვრა“ ავტორი ვაცხადებ, რომ ნაშრომი წარმოადგენს ჩემს ორიგინალურ ნამუშევარს და არ შეიცავს სხვა ავტორების მიერ აქამდე გამოქვეყნებულ, გამოსაქვეყნებლად მიღებულ ან დასაცავად წარდგენილ მასალებს, რომლებიც ნაშრომში არ არის მოხსენიებული, ან ციტირებული სათანადო წესების შესაბამისად.

ნატალია ტოგონიძე
11/11/2020

აბსტრაქტი

სუბალპური არყნარი ტყე ძლიერ სენსიტიური ეკოსისტემაა და მნიშვნელოვან როლს თამაშობს მტკნარი წყლის რესურსების რეგულირებასა და ფერდობების სტაბილიზებაში. წინა საუკუნის მეორე ნახევარში არყნარი ტყის არეალი მნიშვნელოვნად შემცირდა ზომიერ სარტყელში, მთელი მსოფლიოს მასშტაბით. არც საქართველოა გამონაკლისი ამ მხრივ, რადგან მთელი რიგი გარდაქმნები განიცადა აღნიშნულმა ეკოსისტემამ ჩვენს ქვეყანაშიც. ყაზბეგში, ცენტრალურ კავკასიონზე, ჩრდილო ექსპოზიციის ფერდობები წარსულში დაფარული იყო არყნარი ტყით. თუმცა ბოლო ათწლეულების განმავლობაში, მისი არეალი საგრძნობლად შემცირდა, ისეთი უარყოფითი ანთროპოგენური გავლენით, როგორიცაა ტყეების ჩეხვა, უკონტროლო მოვება და სხვა. ტყის საკმაოდ დიდი ფართობები გადაიქცა მეორად სუბალპურ სამოვარ მდელოებად. თუმცა, ბოლო 20 წლის განმავლობაში, დაიწყო ტყის ბუნებრივი აღდგენის პროცესი ცენტრალური კავკასიონის ჩრდილოეთ ექსპოზიციის ფერდობებზე და მცენარეთა სახეობრივი შემადგენლობა მნიშვნელოვნად შეიცვალა. სწორედ აქედან გამომდინარეობს ჩვენი კვლევის მიზანი: მცენარეთა სახეობრივი მრავალფეროვნების ცვლილებების შესწავლა, ტყის ბუნებრივი აღდგენის მიმდინარეობისას ყაზბეგის რეგიონში, ცენტრალურ კავკასიონზე. ასევე საინტერესო იყო, მცენარეთა სახეობრივი შემადგენლობის თვალსაზრისით, განსხვავების გამოვლენა სრულყოფილ არყნარსა და დეგრადირებულ ტყეს შორის. გარდა ამისა, ჩვენი კვლევის მიზანს წარმოადგენდა დაგვედგინა, თუ რა გავლენას ახდენს ჰაბიტატის დეგრადაცია მცენარის რეპროდუქციაზე. კვლევისათვის შევარჩიეთ ჰაბიტატის ტიპები, რომლებიც წარმოადგენდა გარდამავალ სუქცესიურ სტადიებს, სუბალპური სამოვარი მდელოდან კლიმაქსურ არყნარ ტყემდე, ასევე დეგრადირებული ტყეც. სულ გავაანალიზეთ 5 ჰაბიტატის ტიპისათვის 100 საკვლევი ნაკვეთი (თითოეულის ფართობი 25 მ²). კვლევის შედეგებმა გვიჩვენა, რომ მცენარეთა სახეობრივი შემადგენლობა მნიშვნელოვნად იცვლება ტყის ბუნებრივი აღდგენის მიმდინარეობისას და გამოავლინა საკმაოდ დიდი განსხვავება სუქცესიურ სტადიებზე. განისაზღვრა ენდემური სახეობები და

სასიცოცხლო ფორმები სხვადასხვა ჰაბიტატის ტიპში. ენდემური სახეობების რიცხვი, ძირითადად არის უფრო მეტი კლიმაქსურ, ხელშეუხებელ ტყეში, ვიდრე ტყის დაზიანებულ ჰაბიტატში. აღმოჩნდა, რომ სახეობათა ყველაზე დიდი რიცხვი იზრდება ტყის ბუნებრივი აღდგენის პიონერულ სუქცესიურ სტადიაზე, (საშუალოდ 37 სახეობა), რადგან აქ ორი ჰაბიტატის ტიპი ერევა ერთმანეთს, ესენია: სუბალპური საძოვარი მდელო და არყნარი ტყე. ხოლო სახეობათა ყველაზე მცირე რიცხვი (საშუალოდ 23 სახეობა), გვხვდება დეგრადირებულ არყნარში, რადგან აქ, არყნარი ტყისათვის დამახასიათებელი ყველა სახეობა არ არის წამოდგენილი, ჰაბიტატის დეგრადაციის გამო. მნიშვნელოვანი ფაქტორია, როდესაც ტყის ბუნებრივი აღდგენის საწყის ეტაპზე, სუბალპურ მდელოზე იქმნება სუქცესიური სახეობების ჯგუფი, რომელიც მხოლოდ ღია ჰაბიტატის ტიპში გვხვდება და უფრო მოგვიანებით, ტყის ჰაბიტატში, ქრება. ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონმა და არყნარი ტყის ბუნებრივი აღდგენის პიონერულმა სუქცესიურმა სტადიამ გვიჩვენა მსგავსება, სახეობრივი სიხშირისა და მრავალფეროვნების თვალსაზრისით. ჩვენი აზრით, ეს მსგავსება მეტყველებს იმაზე, რომ ორივე აღნიშნული ჰაბიტატის ტიპი წარმოადგენს არყნარი ტყის აღდგენის სასტარტო ეტაპს, რომელმაც ვერ განიცადა შემდგომი განვითარება ტყის ზედა საზღვარზე, არახელსაყრელი გარემო პირობების გამო.

ჰაბიტატის დეგრადაციის უარყოფითი ეფექტი გამოვლინდა ინდიკატორი მცენარის, ფურისულას სხვადასხვა სახეობის (*Primula* spp.) რეპროდუქციულ წარმადობაზე და აღმოჩნდა, რომ სრულყოფილ, არადეგრადირებულ ტყეში თესლწარმოქმნის უფრო მაღალი მაჩვენებელი დაფიქსირდა, ვიდრე დეგრადირებულში.

ყაზბეგის ტერიტორიაზე შეინიშნება არყნარი ტყეების ბუნებრივი განახლების და აღდგენის სწრაფი ტენდენცია, რაც დიდი ალბათობით გამოწვეულია ერთის მხრივ კლიმატის გლობალური ცვლილების, კერძოდ კი დათბობის გამო, ხოლო მეორეს მხრივ ჭარბი ძოვების ეფექტის შესუსტების გამო. კვლევები, რომლებიც მოცემულ ნაშრომს უდევს საფუძვლად და არყნარი ტყეების ფლორისტული მრავალფეროვნების ცვლილების შესწავლაზეა ორიენტირებული, ირიბ თანხვედრაშია ამ თეორიასთან.

ძირითადი საძიებო სიტყვები: სუბალპური არყნარი ტყე, ჰაბიტატის დეგრადაცია, სუქცესიური სტადიები, ინდიკატორი სახეობა, ცის ექსპოზიცია, *Primula* spp.

Abstract

The subalpine birch forest is a very sensitive ecosystem with a key role in the regulation of water resources and the stability of mountain slopes. During the last century the birch forest area significantly decreased in the temperate zone worldwide. It has undergone considerable changes in our country as well. The northern slopes of the Central Caucasus Mountains in Kazbegi district of Georgia were covered by birch forest in the past. However, in the last century forest area has significantly decreased due to different types of human impact e.g. fires and uncontrolled cutting of trees. Large forest areas have transformed after degradation to subalpine secondary meadows as pastures and hay meadows. During the last decades, natural reforestation of the birch forest started in the Central Caucasus and the diversity of vegetation has been changed. The aim of our study was to determine the variability in plant species composition and diversity during the natural reforestation of the birch forest in the Kazbegi district of the Central Great Caucasus of Georgia. Another interest was the comparison of differences in species composition between primary and degraded subalpine birch forest habitats. Besides, the aim of our study was to investigate the effects of habitat degradation on reproduction of indicator plant species. Different habitat types were selected to trace the development of climax birch forest from subalpine meadows. Results indicate that the level of species diversity varies in different successional stages of natural reforestation of birch forest. We determined differences in number of endemic species and life forms in different habitat types. We have determined species richness in 100 research plots (25 m² each) of different habitat types. The number of endemic species generally was higher in the typical birch forest and it decreased in the degraded birch forest. Pioneer stages of secondary succession were distinguished by the highest species richness (about 37 species) due to the mixing of two habitat types with subalpine meadow and birch forest plant species. Degraded forest showed the lowest species richness (about 23 species), as not all of the typical birch forest species are presented here. It is important that at the initial stages of forest restoration we observed several species of subalpine dwarf shrubs. They grow only in open canopy areas and are absent in closed forest canopy habitats of both subalpine forest and logistic stage of secondary succession. Treeline habitat type and pioneer succession of subalpine meadow revealed close relations in species composition and diversity. To our opinion, these similarity shows starting process of forest restoration, which is restricted in treeline ecotone due to harsh climatic conditions. We have shown the negative effect of forest

degradation on reproduction of indicator species: the reproductive success of *Primula* (number of fruits and mature seeds) really decreases in the degraded forest.

The natural regeneration of birch forest is apparently in close relation with the global climate change, also the important factor is the reduction of uncontrolled sheep grazing in Kazbegi district. The studies that underlie this thesis and are focused on the study of changes in the floristic diversity of birch forests are in indirect agreement with this theory.

Key Words: Subalpine Birch forest, Habitat degradation, Successional stages, indicator species, Sky exposure, *Primula* spp.

მადლიერება

სადოქტორო კვლევის პროექტის განხორციელებისა და თეზისის მომზადების პროცესში დახმარებისათვის დიდ მადლობას ვუხდით:

ჩემს სამეცნიერო ხელმძღვანელს, ბიოლ. მეცნ. დოქტორ შალვა სიხარულიძეს, გაწეული დახმარებისათვისა და სასარგებლო რჩევებისათვის.

განსაკუთრებული მადლობა ჩემს პირვანდელ ხელმძღვანელს, პროფესორ მაია ახალკაცს, კვლევის პროცესის დაგეგმვისა და ყველა რეკომენდაციისათვის, რასაც მუდმივად ვიღებდი მისგან.

ილიას სახელმწიფო უნივერსიტეტის საბუნებისმეტყველო მეცნიერებებისა და მედიცინის ფაკულტეტის პროფესორას, ფაკულტეტის დეკანს, ბატონ დავით თარხნიშვილს და ეკოლოგიის ინსტიტუტის ყველა თანამშრომელს.

ილიას სახელმწიფო უნივერსიტეტის, ბოტანიკის ინსტიტუტის, მცენარეთა გენეტიკური რესურსების განყოფილების თანამშრომლებს.

პროექტ „AMIES“-ის ფარგლებში ჩართულ ყველა მონაწილეს და განსაკუთრებით პროექტის ხელმძღვანელ პროფესორ ანეტე ოტეს და ასევე რაინერ ვალდჰარტს გაწეული დახმარებისათვის.

დიდ მადლობას ვუხდით ჩემს ოჯახსა და მეგობრებს მუდმივი თანადგომისათვის.

კვლევის საკითხზე გამოქვეყნებული პუბლიკაციები

1. Togonidze, N., Akhalkatsi, M. Variability of plant species diversity during the natural restoration of the subalpine birch forest in the Central Great Caucasus - მცენარეთა სახეობრივი მრავალფეროვნების ცვლილება სუბალპური არყნარი ტყის ბუნებრივი აღდგენის მიმდინარეობისას ცენტრალურ კავკასიონზე. (May 2015, Turkish Journal of Botany 39(3):458-471. DOI: [10.3906/bot-1404-19](https://doi.org/10.3906/bot-1404-19)). (impact Factor. 1.109).
2. Togonidze, N., Akhalkatsi, M. The effects of habitat degradation on phenology and reproduction of some species of genus *Primula* L. - ჰაბიტატის დეგრადაციის გავლენა ფურისულას გვარის სახეობების ფენოლოგიურ რითმზე. December 2020, Pakistan Journal of Botany 52(6) DOI: [10.30848/PJB2020-6\(38\)](https://doi.org/10.30848/PJB2020-6(38)). (impact Factor. 0.80).
3. Togonidze, N. Climate Changes and Anthropogenic Influence on Subalpine Birch Forest - კლიმატის ცვლილებისა და ანთროპოგენური გავლენა სუბალპურ არყნარ ტყეზე. (International Journal of Research and Innovations in Earth Science Volume 2, Issue 4, ISSN (Online) : 2394-1375).
4. Togonidze, N., Akhalkatsi, M. *Primula* Species as Indicators of Forest Habitat Diversity in Georgia, South Caucasus - ფურისულას სახეობები, როგორც ტყის ჰაბიტატის ინდიკატორები საქართველოში (April 2019, DOI: 10.1201/9780429425790-5 In book: Biodiversity and Conservation).
5. Akhalkatsi, M., Togonidze, N., Goginashvili, N., Smith, W. Birch Forest and Rhododendron on North-Facing Slopes in Central Greater Caucasus - არყნარი ტყე და დეკას ბუჩქნარი ჩრდილო ექსპოზიის ფერდობებზე ცენტრალურ კავკასიონზე (ISSN-2349-476X. International Journal of Research Studies in Science, Engineering and Technology.).
6. Akhalkatsi, M., Arabuli, G., Togonidze, N. Plant species composition and diversity on the calcareous soils in around of the limestone quarry in Georgia, Caucasus region - საქართველოს კირქვიანი ნიადაგების მცენარეთა სახეობრივი შემადგენლობა (MOJ Food Processing & Technology, DOI: [10.15406/mojfpt.2018.06.00172](https://doi.org/10.15406/mojfpt.2018.06.00172),).

7. Akhalkatsi, M; Arabuli, G., Asanidze, Z, Goloshvili, T, Togonidze,N. - Pine Forest on Tree-Line Ecotone in the Mountain Kazbegi in the Georgia (South Caucasus) - ტყის ზედა საზღვრის ფიქვნარი ტყე ყაზბეგში, სამხრეთ კავკასია. (ISSN-2471-6774; Agricultural Research & Technology).
8. Akhalkatsi, M; Arabuli, G., Asanidze, T, Togonidze,N., Nakhutsrishvili, G. Double-Flowered for Genes of *Pyrus* L. Species and has Degraded of the Mountains in Tbilisi of Georgia. (ISSN-2349-476X. International Journal of Research Studies in Science, Engineering and Technology).

სარჩევი

ცხრილების ჩამონათვალი.....	xii
გრაფიკების ჩამონათვალი.....	xiv
სურათების ჩამონათვალი.....	xvii
შესავალი.....	1
თავი 1. სამეცნიერო ლიტერატურის მიმოხილვა.....	7
1.1. არყნარი ტყის რეგენერაცია.....	7
1.2. არყნარი ტყის საფრთხეები.....	8
1.2.1. კლიმატის გლობალური ცვლილების შეფასება ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონზე.....	9
1.2.2. ტყეების გაჩეხვა.....	12
1.2.3. მოვება, როგორც არყნარი ტყის დამაზიანებელი ფაქტორი.....	14
1.3. ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონი	15
1.4. სუბალპური არყნარი ტყე.....	17
1.5. სუბალპური არყნარი ტყის ძირითადი თანასაზოგადოებები ცენტრალურ კავკასიონზე (ყაზბეგის რ-ნი).....	20
1.6. სუქცესიების კლასიფიკაცია და სტადიები.....	26
1.7. ცის ექსპოზიციის როლი მიკროჰაბიტატის კლიმატის განსაზღვრისთვის	29
1.8. ფურისულა, როგორც არყნარი ტყის ერთ-ერთი ინდიკატორი მცენარე.....	30
თავი 2. მასალა და მეთოდი.....	32
2.1. კვლევის ობიექტი.....	32
2.1.1. ყაზბეგის მცენარეულობის მოკლე დახასიათება	33
<i>არყნარი ტყეების მიმოხილვა ყაზბეგში.....</i>	33
2.2. კვლევის ადგილი.....	34
2.3. საველე კვლევა.....	38

სახეობათა იდენტიფიცირება.....	39
მცენარეთა პროექციული დაფარულობა.....	40
მცენარეთა მრავალფეროვნების (სახეობის სიმდიდრე, თანაბრობა და შერონის ინდექსი) განსაზღვრა.....	40
2.4. ცის ექსპოზიციის განსაზღვრა.....	41
2.5. <i>Primula</i> (ფურისულა) -ს გვარის ზოგადი მიმოხილვა.....	42
2.5.1. ფურისულას რეპროდუქციული ბიოლოგიის კვლევა.....	44
2.6. მიკროსკოპული კვლევა.....	46
2.7. მონაცემთა სტატისტიკური ანალიზი.....	47
თავი 3. შედეგები.....	50
3.1. საკვლევი ჰაბიტატის ტიპების მცენარეული შემადგენლობა	50
3.2. ჰაბიტატის ჰორიზონტალური და ვერტიკალური სტრუქტურა	53
3.3. მცენარეთა სახეობრივი მრავალფეროვნება	56
3.4. ჰაბიტატის ტიპების შედარება	59
3.5. კლიმატის გავლენა ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონზე.....	69
3.6. ინდიკატორ სახეობათა ანალიზი.....	69
3.7. ჰაბიტატის დეგრადაციის გავლენა მცენარის რეპროდუქციაზე	73
3.7.1. მცენარის ფენოლოგიური რიტმი	75
3.7.2. თესლწარმოქმნის პროცესი.....	77
3.7.3. რეპროდუქციული წარმადობა დეგრადირებულ და სრულყოფილ ჰაბიტატში.....	79
თავი 4. განხილვა.....	84
დასკვნები და რეკომენდაციები.....	92
ბიბლიოგრაფია	93
დანართი.....	109

ცხრილების ჩამონათვალი

ცხრილი 1. სუბალპურ არყნარ ტყესთან ასოცირებული თანასაზოგადოებები. ყაზბეგის რ-ნი.....	23.
ცხრილი 2. შესწავლილი ჰაბიტატის ტიპები, გარემოს მახასიათებლებით.....	36.
ცხრილი 3. ფურისულას საკვლევი სახეობები, გავრცელების ადგილების და ზღვის დონიდან სიმაღლეების მითითებით.....	46.
ცხრილი 4. ANOVA-ს ტესტის შედეგები. ჰაბიტატის ტიპებს შორის განსხვავება, ეკოლოგიური მახასიათებლების (ნიადაგის პროცენტული დაფარულობა, მცენარეული საფარის პროცენტული დაფარულობა, ხის ბაზალური დაფარულობა, ბუჩქების და ბალახების დაფარულობა პროცენტებში. ხის, ბუჩქის და ბალახის სიმაღლე სანტიმეტრებში. ცის ექსპოზიციის პროცენტული მაჩვენებელი. სახეობების სიმდიდრე, ევენესი, შენონ – ვიენერისა და სიმპსონის ინდექსები) საშუალო და სტანდარტული გადახრებით	59.
ცხრილი 5. დისკრიმინაციული ფუნქციის ანალიზის შედეგები. სუბალპური არყნარი ტყის 5 ჰაბიტატის დამაჯგუფებელი ცვლადები. ტყის არეალები ეფუძნება კანონიკური დისკრიმინაციის ფუნქციის ანალიზის შედეგად პრიორიზებულ 4 ღერძს (პრინციპულ კომპონენტს) მათი იჯინსიდიდებით, ვარიანსას პროცენტით, კუმულაციური პროცენტით, კანონიკური კორელაციით, ალბათობის დონეთი, ვილკსის ლამბდით, ხი-კვადრატით და თავისუფლების ხარისხით. თითოეული ჰაბიტატის ტიპში შეფასებული 20-20 სანიმუშე ფართობის მონაცემები განაწილებულია, როგორც სწორი მონაცემი და ასოცირებული მონაცემი სხვა ჰაბიტატის ტიპებთან. კლასიფიკაციის პროცენტული მნიშვნელობები გამოხატავენ სანიმუშე ფართობების პროცენტულ რაოდენობას და მათ მსგავსებას როგორც ჰაბიტატებთან, სადაც მათი დანიმუშება მოხდა, ასევე განსხვავებულ ჰაბიტატებთან.....	64.
ცხრილი. 6. ინდიკატორ სახეობათა ნუსხა, სადაც ინდიკატორული ინდექსი (0-დან 100-მდე) მინიჭებული აქვს არყნარი ტყის ჰაბიტატის ტიპებში აღწერილ ყველა სახეობას. ასევე მონტე კარლოს ტესტის შედეგები (N=243).....	70.

ცხრილი. 7. ერთგზიანი ANOVA-ს ტესტის შედეგი. დეგრადირებულსა და სრულყოფილ ტყეში ფურისულას შედარებითი დახასიათება შემდეგი ეკოლოგიური მახასიათებლებით: ფურისულას პროცენტული დაფარულობა, ფურისულას ინდივიდთა რიცხვი, მცენარე ნაყოფებით და ნაყოფების გარეშე, საყვავილე ღერძის სიმაღლე, თესლებიანი ნაყოფების რიცხვი, ცარიელი (თესლების გარეშე) ნაყოფების რიცხვი, ფოთლის სიგრძე, ფოთლების რიცხვი, თესლკვირტების რიცხვი. სარწმუნოობა ($P < 0.05$).....80.

ცხრილი. 8. პრინციპულ კომპონენტთა ანალიზის შედეგი. დეგრადირებულსა და სრულყოფილ ტყეში ფურისულას შედარებითი დახასიათება.....81.

გრაფიკების ჩამონათვალი

- გრაფიკი. 1. საშუალო, მინიმალური და მაქსიმალური ატმოსფერული ტემპერატურის ცვლილების დინამიკა 1809-2012 წლების განმავლობაში სამხრეთ კავკასიის ტერიტორიაზე. გრაფიკზე წითელი მრუდით ნაჩვენებია საშუალო ტემპერატურის დინამიკა. ნახაზი უჩვენებს, რომ სამხრეთ კავკასიაში ბოლო პერიოდში შეინიშნება როგორც საშუალო, ასევე კრიტიკული ტემპერატურების მკვეთრი მატება.....10.
- გრაფიკი. 2. სახეობების, გვარებისა და ოჯახების რიცხვი ყოველი შესწავლილი ჰაბიტატის ტიპისათვის.....50.
- გრაფიკი. 3. სახეობათა სასიცოცხლო ფორმების (გვიმრები, გეოფიტები, ბალახები, მარცვლოვნები, პარაზიტები, ისლისებრნი, ბუჩქები, ხეები) რაოდენობები შესწავლილი ჰაბიტატის ტიპებისათვის (N=100).....51.
- გრაფიკი. 4. სასიცოცხლო ფორმების (ხეები, ბუჩქები, მარცვლოვნები და ბალახოვნები) დაფარულობის პროცენტული მაჩვენებელი (საშუალო და სტანდარტული გადახრა) შესწავლილი ჰაბიტატის ტიპებისათვის.....54.
- გრაფიკი. 5. არყის ხის სიმაღლის ცვლილება სუბალპური არყნარის ბუნებრივი აღფგენის სუქცესიურ სტადიებში (N=100).....55.
- გრაფიკი. 6. ხეების, ბუჩქებისა და ბალახების სიმაღლე, ასევე სიმაღლე ზღვის დონიდან, ყველა შესწავლილი ჰაბიტატის ტიპისათვის (N=100).....56.
- გრაფიკი. 7. ჰაბიტატის ტიპების განსხვავება სახეობის სიმდიდრის მაჩვენებლით.....57
- გრაფიკი. 8. ჰაბიტატის ტიპების განსხვავება სახეობის შენონ-ვინერის ინდექსით.....58.
- გრაფიკი. 9. ჰაბიტატის ტიპების განსხვავება სახეობის ევენესით.....59.
- გრაფიკი. 10. დისკრიმინაციული ფუნქციის ანალიზის (DFA) გაფანტული წერტილების გრაფიკი. გრაფიკი გამოხატავს შეფასებული 100 საიტის შესაბამისი სანიმუშე ფართობების დაჯგუფების შედეგს 5 პრინციპული კომპონენტის მიხედვით, რომლებიც თავის მხრივ ემყარება საექსპერიმენტო ნაკვთების სახეობრივი სიმდიდრის, სახეობათა მრავალფეროვნების, ნიადაგის და მცენარეულის პროექციული (%-ლი) დაფარულობის

და ტყის ან/და ბალახოვანი საფრის საბურველის ვერტიკალური სტრუქტურის ჯამურად 21 მახასიათებელს. კომპონენტები პრინციპული კომპონენტების ანალიზის შედეგად და პრიორიზირდა. 5 ჰაბიტატის ტიპის წერტილოვანი გაფანტვის გრაფიკი ლეგენდის განმარტებისთვის), შეფასებულ ნაკვეთებს (N=100) აჯგუფებს ორი კანონიკური დისკრიმინაციის ფუნქციის ღერძის მიმართ.....66.

გრაფიკი. 11. იერარქიულ-კლასტერული დენდროგრამა დაფუძნებული ევკლიდეს მანძილზე. გვიჩვენებს 5 ჰაბიტატის ტიპს შორის ურთიერთკავშირებს (N = 100).67.

გრაფიკი. 12. სახეობების დაჯგუფება მრავალღერძიანი ორდინაციული მეთოდით ღერძებზე, სიმაღლე ზღვის დონიდან, ექსპოზიცია, დახრილობა, სახეობის სიმდიდრე, ევენესი, შენონ-ვინერის ინდექსი, მცენარეულობის სიმაღლე.68.

გრაფიკი. 13. *Primula*-ს სახეობების ცის ექსპოზიციის საშუალო მაჩვენებელი და სტანდარტული გადახრა. გაზაფხულის ტყე ; ზაფხულის ტყე; სუბალპური და ალპური მდელოები. (n=20).74.

გრაფიკი. 14. *Primula*-ს სახეობების ცის ექსპოზიციის საშუალო მაჩვენებელი და სტანდარტული გადახრა განსხვავებულ ჰაბიტატებში: ალპური ზონა (n=83), გაზაფხულის ტყე (n=100), ზაფხულის ტყე (n=140).....75.

გრაფიკი. 15. ფურისულას სახეობების ფენოლოგიური სტადიები. შავი ხაზით აღნიშნულია, შერჩეულ ჰაბიტატში, თოვლის დნობის საშუალო დრო. დღეების ათვლა იწყება პირველ იანვარს და გრძელდება 365 დღე, სრული წელი.....76.

გრაფიკი. 16. *P. woronowii*-ს სამ კვლევის ადგილზე (ნეკრესი; უძირო; იბუჯა; n=40). გამოთვლილია: ა-თესლკვირტების საერთო რაოდენობა, აბორტული, ანომალური თესლკვირტების და ნორმალური თესლების საშუალო რიცხვი და სტანდარტული გადახრა.....77.

გრაფიკი. 17. *P. woronowii*-ს სამ კვლევის ადგილზე (ნეკრესი; უძირო; იბუჯა; n=40) თესლის და ნაყოფის გამონასკვის შეფარდება და ფარდობითი რეპროდუქციული წარმადობა (RRS)78.

გრაფიკი. 18. ცის ექსპოზიციის კავშირი ყვავილიანი და უყვავილო ინდივიდების სიხშირესთან *P. woronowii*-ს უძიროს საკვლევ ადგილზე (n=20). ერთჯერადი აღწერის შედეგად მიღებული მონაცემები.79.

გრაფიკი. 19. დისკრიმინაციული ფუნქციის ანალიზის შედეგები ტყის შესწავლილი 40 უბნისათვის. წერტილების გაშლის გრაფიკი ეფუძნება 10 პრინციპული კომპონენტიდან პრიორიზებულ 4 კომპონენტს. კომპონენტები მიღებულია ისეთი მახასიათებლებიდან, როგორებიცაა მცენარის სიმაღლე გენერაციული ორგანოს (ნაყოფის) გარეშე, ბუტკოების რაოდენობა და სავსე ნაყოფების რაოდენობა, რომლებიც პრინციპული ანალიზის დროს (PCA) იქნა გამოყენებული (n=40).....	82.
გრაფიკი. 20. ნაყოფების, ანომალური და მწიფე თესლები (საშუალო და სტანდარტული გადახრა) სრულყოფილსა და დეგრადირებულ ტყეში (n=40).....	83.

სურათების ჩამონათვალი

სურ. 1. არყის გავრცელება ტყის ზედა საზღვარზე ზომიერი სარტყლის მაღალმთიან რეგიონებში: <i>Betula aetnensis</i> - მთ. ეტნა, სიცილია; <i>B. litwinowii</i> - კავკასია, დიდი და მცირე კავკასიონის ქედი; <i>B. utilis</i> - დასავლეთ ჰიმალაის ტყის საზღვარი; <i>B. ermanii</i> - მთ. ფუჯი, იაპონია	19.
სურ. 2. ცენტრალური კავკასიონი. ყაზბეგის რეგიონი.....	35.
სურ. 3. ყაზბეგის რეგიონი. კვლევის ადგილები.....	38.
სურ. 4. ა. თევზის თვალის ლინზა. ბ. ცის ექსპოზიციის განმსაზღვრელი ფოტოს გადაღების პროცესი.....	41.
სურ. 5. ა, ბ, გ, დ. კომპიუტერული პროგრამა "Gap Light Analyzer"-ში ცის ექსპოზიციის რიცხოვრები მაჩვენებლის გამოთვლის პროცესი	42.
სურათი. 6. ფურისულას საკვლევი სახეობები: ა. <i>Primula woronowii</i> Losinsk.; ბ. <i>P. macrocalyx</i> Bunge; გ. <i>P. amoena</i> M. Bieb.; დ. <i>P. algida</i> Adams; ე. <i>P. auriculata</i> Lam. ვ. <i>P. cordifolia</i> Rupr.....	44.

შესავალი

გარემოს კლიმატური პირობებისა და მიწათსარგებლობის ცვლილებამ, ასევე სოციალურმა გარდაქმნებმა გამოიწვია ბუნებრივი მცენარეული საფარის შეცვლა საქართველოში (Nakhutsrishvili et al., 2004a,b; Akhalkatsi et al., 2006). მიწის დეგრადაცია, ტყეების ჩეხვა, ნიადაგის ეროზია და ბიომრავალფეროვნების შემცირება ერთ-ერთ უმნიშვნელოვანეს პრობლემას წარმოადგენს ჩვენს ქვეყანაში. რასაც შედეგად მოჰყვება ისეთი სოციალური ცვლილებები, როგორიცაა მოსახლეობის გადარიბება და მიგრაცია. ჰავის ცვლილებამ დაამძიმა გარემოსთან დაკავშირებული პრობლემები (Hölzel et al., 2002; 2004; Nikodemus et al., 2005). დღეისათვის ცნობილია, რომ მაღალმთის რეგიონებში მცენარეული საფარი ყველაზე მეტ ცვლილებას განიცდის და მწირი ინფორმაცია არსებობს ამის შესახებ. სწორედ ამიტომ, გადაუდებელ აუცილებლობად მივიჩნიეთ მიგვეღო მონაწილეობა კვლევებში, რომელიც ეხება მაღალმთის მცენარეული მრავალფეროვნების ცვლილებას. ამისთვის კი შევარჩიეთ არყნარი ტყე ცენტრალურ კავკასიონზე, რომელმაც საკმაოდ მრავალი ცვლილება განიცადა ბოლო ათწლეულების განმავლობაში.

მსოფლიოში კლიმატის ცვლილებაზე და ამ ცვლილების გავლენაზე სუბალპური ზონის ტყეებზე, ტყის ჰაბიტატებზე და ფლორისტულ მრავალფეროვნებაზე მრავალი კვლევაა გამოქვეყნებული. მათგან ყველაზე თანამედროვე და ავტორიტეტული კვლევები ჩატარებულია ევროპის ალპებში, რომელთა მიხედვით, სუბალპური ტყეების ფლორისტული მრავალფეროვნება მნიშვნელოვნად შეიცვალა ევროპის ტერიტორიაზე, რაც შესაძლებელია განპირობებული იყოს კლიმატის ცვლილებით (Theurillat & Guisan, 2001; Grace, Berninger & Nagy, 2002; Gehrig-Fasel, Guisan & Zimmermann, 2007; Dirnböck, Essl & Rabitsch, 2011).

კავკასიის რეგიონში მსგავსი კვლევები ძალზე მწირია, თუმცა არსებობს რამდენიმე ორიგინალური კვლევა (Akhalkatsi et al., 2006; Hugues et al., 2009; Pauli et al., 2012), რომლებიც ეხება არყნარი ტყეების ფლორისტულ მრავალფეროვნებას და სტრუქტურას კავკასიაში და კერძოდ, საქართველოში. აღნიშნული შრომები

ნაწილობრივ იყო განმსაზღვრელი, რომ ჩვენს მიერ დაწყებულიყო ძირეული კვლევა მაღალმთის ფლორისტული შემადგენლობის ცვლილების, კერძოდ კი სუბალპური არყნარი ტყის მცენარეული საფარის გარდაქმნების შესახებ. ცალკეულად უნდა უნდა გამოიყოს პროექტი - „AMIES - საქართველოს მაღალმთიან რეგიონებში გარემოში მიმდინარე და სოციალურ პროცესებს შორის არსებული მრავლობითი ურთიერთკავშირების ანალიზი - ინტერდისციპლინარული კვლევა მდგრადი მიწათმოქმედების, ლანდშაფტების განვითარებისა და ცხოვრების ხარისხის გაუმჯობესების ხელშესაწყობად“. აღნიშნული პროექტის ფარგლებში წარიმართა ჩვენი კვლევის ნაწილიც. (პროექტი განხორციელდა ილიას სახელმწიფო უნივერსიტეტის ეკოლოგიის ინსტიტუტის და გისენის იუსტუს ლიბიხის უნივერსიტეტის ლანდშაფტების ეკოლოგიის განყოფილების და გერმანიის საერთაშორისო განვითარების და გარემოს კვლევის ცენტრს (ZEU) შორის თანამშრომლობით და “ფოლკსვაგენის” ფონდის ფინანსური მხარდაჭერით).

მიუხედავად იმისა, რომ დღეისათვის მუდმივად იზრდება ტყეების კონსერვაციის ძალისხმევა, მაინც მიმდინარეობს ამ ეკოსისტემის ფართობების შემცირება. ტყის ჰაბიტატის დეგრადაცია მნიშვნელოვანი საფრთხეა მცენარეთა და ცხოველთა იმ პოპულაციებისათვის, რომელთა საბინადრო გარემოსაც ეს ტყეები წარმოადგენს. აღნიშნული პროცესი ახდენს უარყოფით გავლენას პოპულაციის სიცოცხლისუნარიანობაზე. ეს ყველაფერი კი ერთად, იწვევს ეკოსისტემის სტრუქტურისა და ფუნქციონირების რღვევას (Honnay et al., 2005; St. Clair & Omas, 2011). მსოფლიოში ტყის ბიომის მასშტაბური შემცირების ერთ-ერთ მთავარ კონკრეტულ მიზეზად განიხილება მსოფლიო მოსახლეობის რიცხოვნობის ზრდა, რასაც თან სდევს ხორცპროდუქტებზე მოთხოვნილების გაზრდა მსოფლიო მასშტაბით. ამ ფაქტორმა განაპირობა ტყის სხვადასხვა ჰაბიტატების, განსაკუთრებულად კი სუბალპური არყნარების მასობრივი ჩანაცვლება საძოვრებით (Steinfeld et al., 2006; McAlpine et al., 2009).

ჩვენს ქვეყანაში ცვლილებების მთელი სპექტრი განიცადა არყნარმა ტყემ, რომელიც ცენტრალური კავკასიონის მასშტაბით, ჩრდილოეთ ექსპოზიციის

ფერდობებზეა წარმოდგენილი (*Betula litwinowii* Doluch.) (დოლუხანოვი, 1978, Nakhutsrishvili, 2013). ლიტვინოვის არყი ვრცელდება ზღვის დონიდან 1750-დან 2500 მეტრამდე. იგი უფრო დაბალ სიმაღლეებზე ქმნის სუბალპურ მონოტროპულ არყნარ ტყეებს, ხოლო მაღალ სიმაღლეებზე - ტანბრეცილ არყნარებს (Akhalkatsi et al., 2006). უფრო ზევით კი, ტყის ზედა საზღვარზე, შერეულია დეკას ბუჩქნართან (*Rhododendron caucasicum* Pall). ეს ბუჩქი იკავებს მხოლოდ ჩრდილო ექსპოზიციის ფერდობებს და ვრცელდება 2100-2900 მეტრ სიმაღლეზე ზღვის დონიდან (Dolukhanov, 2010).

ყაზბეგის რეგიონში, ცენტრალურ კავკასიონზე სუბალპური ტყეების ძირითადი დომინანტია ლიტვინოვის არყი (*Betula litwinowii*), მის გარდა მონაწილეობს: *Betula raddeana* Trautv., *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *S. kazbekensis* A.K.Skvortsov, *Sorbus caucasigena* Kom. ex. Gatsch., *Rhododendron caucasicum* Pall., *Vaccinium myrtillus* L., *Aconitum nasutum* Fisch. ex. Reichenb., *A. orientale* Mill., *Aquilegia caucasica* (Ledeb.) Rupr., *Cephalanthera longifolia* (L.) Fritsch, *Cicerbita racemosa* (Willd.) Beauverd, *Dolichorrhiza renifolia* (C.A.Mey.) Galushko, *D. caucasica* (M.Bieb.) Galushko, *Geranium silvaticum* L., *Heracleum roseum* Steven, *Platanthera chlorantha* (Custer) Reichenb., *Swertia iberica* Fisch. & C.A.Mey., და სხვ. (Nakhustrishvili et al., 2006).

ბოლო ათწლეულების განმავლობაში, არყნარი ტყის არეალი საგრძნობლად შემცირებულია მთელ მსოფლიოში. დღეისათვის, ზომიერი სარტყლის მაღალმთიანეთში შემორჩენილია მხოლოდ ოთხ რეგიონში, სადაც ქმნის ტყის ზედა საზღვარს: მთა ეტნაზე (სიცილია) გვხვდება *Betula aetnensis* Raf., კავკასიაში - *B. litwinowii*, ჰიმალაიზე *B. utilis* D. Don და იაპონიაში, მთა ფუჯიზე *B. ermanii* Cham. (Rawal & Pangtey, 1993; Takahashi et al., 2003).

ისტორიული წყაროებიდან ცნობილია, რომ ყაზბეგში ტყის დიდი მასივის განადგურება, გადაწვა მოხდა აჯანყებების დროს, რუსეთის მთავარმართებელი ციციანოვის ბრძანებით და ეს იყო ძირითადი გამანადგურებელი ფაქტორი ხევის ტყეებისათვის (ზეპირი გადმოცემით). რაც შეეხება, ხის ჭრის პროცესს, როდესაც მერქანი გამოიყენება შეშად, ამ მიმართულებითაც საკმაოდ დიდი წნეხი ჰქონდა არყნარ ტყეებს ყაზბეგში. ვიდრე დაიწყებოდა გაზიფიკაციის პროცესი, ხევის მოსახლეობა ამ რესურსს

საწვავად აქტიურად იყენებდა. ცენტრალურ კავკასიონზე, არყნარი ტყეების საფრთხეს ასევე წარმოადგენდა უკონტროლო მოვება, რაც ხელს უშლიდა ტყის აღდგენის პროცესს. ზოგადად, მთის ტყეებისათვის ერთ-ერთ ძირითად პრობლემას წარმოადგენს არასაკმარისი რეგენერაცია (Krauchi et al., 2000). ცხვრის ჭარბი მოვება, ჰაბიტატის დეგრადაციის ერთ-ერთი უმნიშვნელოვანესი მიზეზია (სახოკია, 1983; Aradottir & Arnalds, 2001).

გარდა ამისა, არსებობს სხვა უამრავი ფაქტორი, რომელიც გასათვალისწინებელია ტყის განახლებისა და დამკვიდრებისათვის, ასეთებია: თესლის გავრცელება, აღმოცენება, აღმონაცენის დაცვა, დამკვიდრება და გადარჩენა (Anschlag et al., 2008; Zolfaghari et al., 2013).

ყაზბეგის მუნიციპალიტეტში 90-იანი წლებიდან მნიშვნელოვნად შემცირდა ცხვრის რაოდენობა. ეკონომიკურმა სიდუხჭირემ გამოიწვია ის, რომ მოსახლეობა სისტემატიურად ყიდდა ცხვრებს, რომელიც გაჰყავდათ საქართველოდან და ამაში მაღალ თანხას სთავაზობდნენ ადგილობრივებს. სწორედ ამის შემდეგ დაიწყო არყნარი ტყის აღდგენის პროცესი და სუბალპურ სამოვარ მდელოებზე გამოჩნდა არყის ხის პირველი აღმონაცენები (Akhalkatsi et al., 2006; Hughes et al., 2009). ჩრდილოეთ ექსპოზიციის ფერდობები ფაქტიურად დაიფარა ახალგაზრდა არყის ხეებით. ეს არის პირველი სტადია ტყის ბუნებრივი აღდგენის მიმდინარეობისას. ზოგ ადგილას უკვე საკმაოდ კარგად ჩამოყალიბებული ტყის ჰაბიტატი გვაქვს წარმოდგენილი. აღნიშნული პროცესი კი ცნობილია, როგორც ტყის ბუნებრივი რეგენერაცია, რომლის მთავარი გამომწვევი ფაქტორი გახლავთ უარყოფითი ანთროპოგენური წნეხის მოხსნა და უკონტროლო მოვების შემცირება. რეფორესტაციის ინიცირების შესაძლო გამომწვევი, აგრეთვე, სავარაუდოა, იყოს კლიმატის გლობალური ცვლილებაც, ვინაიდან ტემპერატურის მატება, რომელიც დღეისათვის საკმაოდ ფართოდ განხილვის საგანს წარმოადგენს, იწვევს ისეთი პროცესების ინიცირებას, როგორიცაა: თესლის მოსვენების მდგომარეობიდან გამოსვლა და აღმოცენება (Benech-Arnold et al., 2000, Fenner & Thompson, 2005). ნიადაგში არსებულ თესლის ბანკში კი, სხვა მრავალ სახეობასთან

ერთად, ალბათ საკმაოდ მოიპოვებოდა არყის ხის თესლებიც (Bliss 1958, Viennao et al. 1993; Thompson et al. 1997).

ჰაბიტატის დეგრადაციამ შესაძლებელია მნიშვნელოვანი გავლენა მოახდინოს ზოგიერთი მცენარის რეპროდუქციულ წარმადობაზე, რაც არანაკლებ აქტუალური საკითხია. ეს განსაკუთრებით ეხება ისეთ სახეობებს, რომელთა სასიცოცხლო ციკლი მთლიანად დაკავშირებულია ტყის ეკოსისტემასთან. ასეთ მცენარეს წარმოადგენს ფურისულა (*Primula*), რომლის ვეგეტაცია ხორციელდება ტყეში ფოთლების გამოსვლამდე. მოსალოდნელია, რომ ჰაბიტატის დეგრადაციამ, გავლენა იქონიოს ამ მცენარის წარმატებულ რეპროდუქციაზე და გამოიწვიოს ყვავილობის ფენოლოგიის ფაზების გარკვეული გადანაცვლება. ეს კი თავის მხრივ გავლენას მოახდენს თესლწარმოქმნის რაოდენობრივ და ხარისხობრივ მაჩვენებლებზე, რაც საბოლოოდ განსაზღვრავს მცენარის გამრავლებასა და სახეობის გადარჩენას.

კვლევის მიზანს, რომელსაც მოცემული ნაშრომი ეფუძვნება, წარმოადგენდა სუბალპური არყნარი ტყის ბუნებრივი რეგენერაციის პროცესში მცენარეთა სახეობრივი მრავალფეროვნების ცვლილების შესწავლა. ასევე არსებული სუბალპური ტყეების დაზიანების ხარისხის დადგენა ცენტრალურ კავკასიონზე და მისი გავლენა მცენარეთა ბიომრავალფეროვნებაზე. გარდა ამისა, ინდიკატორი მცენარის რეპროდუქციული ეკოლოგიის კვლევა სუბალპური არყნარის კარგად შემონახულ და დეგრადირებულ უბნებზე.

ამ მიზნების მისაღწევად განხორციელდა შემდეგი ამოცანები:

1. არყნარი ტყის ბუნებრივი რეგენერაციის სუქცესიური სტადიების გამოვლენა და მათი შესწავლა ბუნებრივ ჰაბიტატებში;
2. თითოეული სუქცესიური სტადიის დახასიათება გარემოს ფიზიკური მახასიათებლების, ნიადაგისა და მიწისზედა მცენარეულობის სტრუქტურის გათვალისწინებით;
3. სახეობრივი მრავალფეროვნების განსაზღვრა ამა თუ იმ სუქცესიური სტადიისათვის;

4. სახეობის სიმდიდრის, თანაბრობის და შენონის ინდექსის გამოთვლა და შედარება განსხვავებული სუქცესიური სტადიების ნაკვეთებზე;
5. ინდიკატორი სახეობების გამოვლენა განსხვავებულ სუქცესიურ სტადიებისათვის;
6. მცენარეულობის მოსალოდნელი ცვლილების მოდელირება ადგილსამყოფელის გარემო პირობების შეცვლის საფუძველზე;
7. არყნარი ტყის საფრთხეების დადგენა და დაცვითი ღონისძიებებისათვის რეკომენდაციების შემუშავება;
8. ინდიკატორი სახეობის ვიტალურობისა და ფერტილურობის შესწავლა;
9. ტყის დეგრადაციის გავლენა ინდიკატორი სახეობის თესლწარმოქმნის პროცესზე.

ჩამოთვლილი მიზნების და ამოცანების შესრულებით მომზადდა პუბლიკაციები (იხ. თავი „კვლევის საკითხზე გამოქვეყნებული პუბლიკაციები“), თუმცა ამ კვლევების განმავლობაში შეგროვდა გაცილებით ფართომასშტაბიანი საველე მონაცემები და ლიტერატურული ინფორმაცია, რომელიც შეეხება არყნარი ტყეების გავრცელებას, ფლორისტულ მრავალფეროვნებას, სუქცესიურ განვითარებას და დეგრადაციის ფორმებს საქართველოში. ამ მასალის გამოყენება სამომავლოდ იგეგმება ახალი კვლევების ინიცირებისთვის, სადაც არყნარი ტყეები უფრო ფართო მასშტაბებით იქნება გამოკვლეული.

თავი 1. სამეცნიერო ლიტერატურის მიმოხილვა

1.1. არყნარი ტყის რეგენერაცია

არყნარმა ტყემ, როგორც მრავალმა ეკოსისტემამ, მთელი რიგი გარდაქმნები განიცადა დროთა განმავლობაში. ადამიანის ზემოქმედება (ტყეების ჭრა, გზების გაყვანა, გადამეტებული მოვება, სამთო-სათხილამურო სპორტი) მძიმე გავლენას ახდენს ამ ეკოსისტემის ბიომრავალფეროვნებაზე (Thannheiser et al., 2005).

ტყის გაჩეხვის შემდეგ, გარკვეული ფაქტორების ზემოქმედებით, ხდება ტყის საფარის აღდგენა ანუ ტყის რეგენერაცია, რომელზეც ერთობლივ გავლენას ახდენს: ანთროპოგენური წნეხის შემცირება, სოფლის მეურნეობის შეწყვეტა, უკონტროლო მოვების შემცირება და კლიმატური პირობების ცვლილება (Satake1 et al., 2007).

არსებობს გარკვეული ინდიკატორები, რომლებიც აჩვენებს, რომ არყნარი ტყე თანდათანობით ვითარდება სკანდინავიის ქვეყნებში (Sonesson & Hoogesteger, 1983; Kullman, 2000, 2002), რაც ნაწილობრივ გამოწვეულია კლიმატის ცვლილებით, შემცირდა ასევე ხის ჭრა და შინაური ცხოველების მხრიდან მოვება. კვლევის შედეგად, სხვადასხვა ადგილას დაფიქსირდა, რომ არყნარი ტყე დღეისათვის უფრო ენერგიულად იზრდება, ვიდრე ათეული წლის წინ. გამოჩნდა კარგად განვითარებული ვარჯის მქონე ხეები, რაც უკეთესი კლიმატური პირობების გავლენაა, ასე რომ კლიმატი, ადამიანები, ცხოველები და მწერები წარმოადგენს ძირითად განმსაზღვრელ ფაქტორებს არყის ტყის განვითარებასა და სტრუქტურის შექმნაში და უწყვეტ გავლენას ახდენენ მასზე (Holtmeier, 2002; Oksanen et al., 1995).

ბოლო ათწლეულების განმავლობაში, დაფიქსირდა ტყის აღდგენის პროცესის მიმდინარეობა ჩვენს ქვეყანაშიც, როდესაც სამოვარ და სათიბ მდელოებზე გამოჩნდა არყის ხის აღმონაცენები და ამჟამად, ზოგ ადგილას მათ 3-4 მ სიმაღლეს მიაღწიეს და ფაქტიურად ტყით დაიფარა ფერდობები (Nakhutsrishvili et al., 2004a,b; Nakhutsrishvili et al., 2006; Akhalkatsi et al., 2006; Hughes et al., 2009). პროცესი განიხილება, როგორც ტყის ბუნებრივი რეგენერაცია, რომლის გამომწვევი მიზეზი შესაძლებელია იყოს, როგორც

კლიმატის გლობალური ცვლილებები (Nakhutsrishvili et al., 2004a,b; Akhalkatsi et al., 2006), ასევე რეგიონში მოვების შემცირება (Körner et al., 2006).

მიუხედავად იმისა, რომ ჩვენს ქვეყანაში არყნარი ტყის არეალი საგრძნობლად შემცირდა ბოლო ათწლეულების განმავლობაში, გლობალური დათბობის ფონზე (Nakhutsrishvili et al., 2004a,b) და უკანასკნელი 20 წლის განმავლობაში ყაზბეგის მუნიციპალიტეტში, მოვების შემცირების შედეგად (Körner et al., 2006), ადგილი აქვს ფერდობების ხელახალ რეფორესტაციას, სადაც ადრე უნდა ყოფილიყო არყნარი ტყე. კარგადაა შემონახული ის ტყეები რომელიც ითვლება „ხატის ტყედ“ (გერგეთის სამების მიმდებარედ) და სადაც მოვება და ჭრა არ ხდებოდა საუკუნეების მანძილზე.

სუბალპური არყნარი ტყე საკმაოდ სენსიტიური ეკოსისტემაა (Wielgolaski et al., 2005). იგი მნიშვნელოვან როლს ასრულებს ნიადაგის და მტკნარი წყლის მარაგის დაცვაში (სახოკია, 1983; კიორნერი, 2008; Smith et al., 2009).

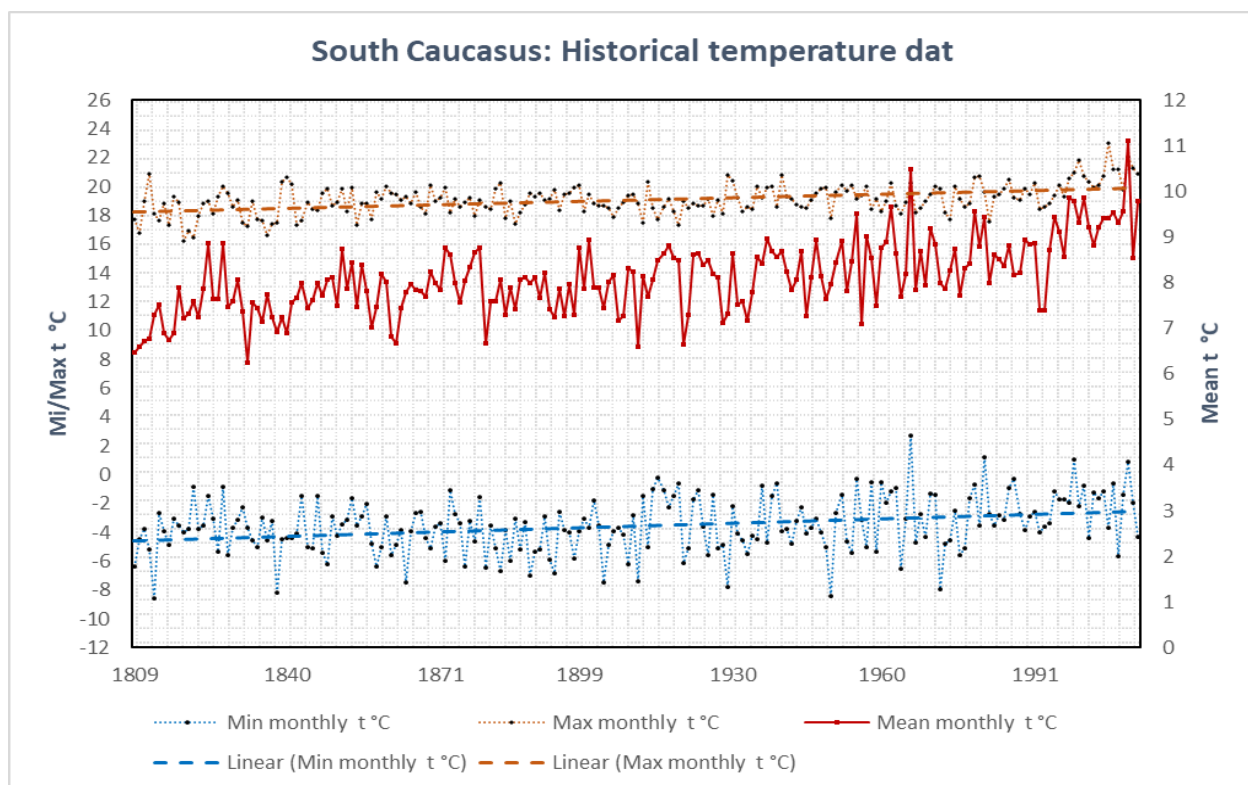
1.2. არყნარი ტყის საფრთხეები

ტყის საფრთხეები ყოველთვის მრავლად არსებობდა ჩვენს ქვეყანაში და საერთოდ, მთელ მსოფლიოში, რაც იწვევდა აღნიშნული ეკოსისტემაზე შეუქცევად უარყოფით ეფექტებს. ხანძრები, ტყის ჩეხვა, უკონტროლო მოვების პროცესი, გზების გაყვანა, ინვაზიური სახეობების გავრცელება, იწვევდა ისეთ მასშტაბურ დაზიანებებს, როგორიცაა: ტყეების ფრაგმენტაცია, ნიადაგის ეროზია, მრავალი ადგილობრივი სახეობის გადაშენება (Noss & Cooperrider, 1994, Ricketts et al., 1999, Pimmentel et al., 2001, Heilman, 2002; ახალკაცი, 2015). სოციალურ-ეკონომიკურმა პროგრესმა კი გაზარდა ამ საფრთხეების რიცხვი და სიმძლავრე. ერთ-ერთ მნიშვნელოვან და ყველაზე მასშტაბურ გარემო ფაქტორს წარმოადგენს გლობალური კლიმატური ცვლილებები ჩვენს პლანეტაზე (Togonidze, 2015; Lindner et al., 2010;)

1.2.1. კლიმატის გლობალური ცვლილების გავლენის შეფასება ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონზე

კლიმატის გლობალური ცვლილება არსებული რეალობაა, რომელიც გავლენას მოახდენს ბიოლოგიური პროცესების მიმდინარეობაზე და მათ შორის მაღალმთის მცენარეულობის განვითარებაზე (Guisan et al., 2002; Solomon et al., 2007). ბოლო ათწლეულის განმავლობაში ყველაზე დიდი ყურადღება მიმართულია სწორედ ამ პრობლემისადმი. მოდელირების შედეგად იწინასწარმეტყველეს, რომ თუმცა გლობალური კლიმატური ცვლილებები მთელს მსოფლიოს მოიცავს, ის ყველაზე მეტად გავლენას მოახდენს შიდა კონტინენტურ უბნებზე და ჩრდილოეთ ნახევარსფეროს მაღალ სიმაღლეებზე (Chapman & Walsh, 1993; IPCC, 2001).

კავკასიის მასშტაბით კლიმატის ცვლილებაზე დეტალური მონაცემები არ არის ხელმისაწვდომი, თუმცა არსებობს სარწმუნო წყაროები, რომელთა მიხედვითაც გასული 30 წლის მანძილზე სამხრეთ კავკასიის ტერიტორიაზე საშუალო ტემპერატურამ 1.74 გრადუსით მოიმატა. ერთ-ერთი ასეთი წყაროა ვებგვერდი <https://stat.world/en> (ვებგვერდზე წვდომის თარიღი: 20/05/2020), სადაც მოცემულია ისტორიული ტემპერატურული მონაცემები ევროპის ქვეყნების მიხედვით. ქვემოთ მოყვანილი გრაფიკი (გრაფ. 1) უჩვენებს ტემპერატურის გასაშუალოებულ მაჩვენებლებს საქართველოს, აზერბაიჯანის და სომხეთის ტერიტორიაზე აღრიცხული ტემპერატურების მიხედვით (ატმოსფერული ტემპერატურის მინიმუმი, საშუალო და მაქსიმუმი).



გრაფიკი. 1. საშუალო, მინიმალური და მაქსიმალური ატმოსფერული ტემპერატურის ცვლილების დინამიკა 1809-2012 წლების განმავლობაში სამხრეთ კავკასიის ტერიტორიაზე. გრაფიკზე წითელი მრუდით ნაჩვენებია საშუალო ტემპერატურის დინამიკა. ნახაზი უჩვენებს, რომ სამხრეთ კავკასიაში ბოლო პერიოდში შეინიშნება როგორც საშუალო, ასევე კრიტიკული ტემპერატურების მკვეთრი მატება.

სხვადასხვა კვლევის შედეგად აღმოჩნდა, ბოლო ასწლეულის განმავლობაში, ჩრდილოეთ ჰემისფეროში, ტემპერატურამ მნიშვნელოვნად მოიმატა, ეს ცვლილება კი ყველაზე მეტად გავლენას ახდენს ისეთ სენსიტიურ ბიოლოგიურ პროცესებზე, როგორიცაა თესლის გაღივება, თესლის მოსვენების მდგომარეობიდან გამოსვლა და სხვა (Callaghan, 1993; Heide, 1993; Huntley, 1997; Chhetri & Raval, 2017).

ამჟამანდელი პროგნოზის მიხედვით, გლობალური დათბობის ეფექტი ყველაზე მინიმალური იქნება ტროპიკებში, ხოლო მაქსიმალური - მაღალმთაში (კერნერი, 2008), ე.ი. მოსალოდნელია, რომ გლობალური დათბობა და მასთან დაკავშირებული ნალექების და თოვლის საფარის ცვალებადობა პირველ რიგში გავლენას მოახდენს მაღალმთის მცენარეულობაზე (Guisan et al., 1995, 1998, Guisan, 1996).

გლობალური კლიმატური ცვლილების გავლენის შეფასება ტყის ზედა საზღვარზე აქტუალური პრობლემაა, რაზეც მიუთითებს პუბლიკაციების სიმრავლე. განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია ფესვის ზრდის ზონაში ტემპერატურული პროცესების შესწავლა რაც განაპირობებს ტყის ზედა საზღვრის მდებარეობას მთელ მსოფლიოში (Körner, 1998a,b, 2003a,b; 2007; Paulsen et al., 2000; Hoch & Körner, 2003; Körner & Paulsen, 2004; Körner & Hoch, 2006). ტემპერატურასთან დაკავშირებული კვლევები დღეისათვის აქტუალურია და წარმოადგენს ტყის ზედა საზღვრის კვლევასთან დაკავშირებულ მიმართულებას (Hoch & Körner, 2003).

მეტეოროლოგების, ოკეანოლოგებისა და გლაციოლოგების მიერ, კლიმატის ცვლილების დედამიწის მასშტაბით ჩატარებული გამოკვლევების საფუძველზე, შეიქმნა ერთმანეთისგან ძლიერ განსხვავებული პროგნოზული მოდელები. გამოთვლითი მოდელების გლობალური სისტემის (GCMS) მიხედვით 2050 წლისთვის დედამიწის საშუალო ტემპერატურა გაიზრდება 2,5-ჯერ და ნახშირბადის კონცენტრაცია ჰაერში გაორმაგდება (Larcher, 2010). დღეისათვის არსებული მონაცემების თანახმად, გლობალურმა დათბობამ 21-ე საუკუნეში შესაძლოა გამოიწვიოს დედამიწაზე არსებული ბიომრავალფეროვნების მნიშვნელოვანი ნაწილის გაქრობა (Bellard et al, 2012; Rinawati et al, 2013), საფრთხე ემუქრება ალპურ ეკოსისტემებს, რომელიც ამ პროცესის შედეგად შესაძლოა შეიცვალოს სუბალპური ტყეებით, რაც მნიშვნელოვნად შეცვლის ჰიდრობიოლოგიას და ტყის რესურსებს და გამოიწვევს გლობალური ბიომრავალფეროვნების მნიშვნელოვანი კომპონენტის, ალპური ფლორის გაქრობას. სახეობათა მრავალფეროვნების გაქრობა, ამ შემთხვევაში, ნიშნავს იმ მნიშვნელოვანი გენოტიპების გაქრობას, რომლებიც შეგუებულნი არიან ექსტრემალურად დაბალ ტემპერატურასთან და სპეციალური სეზონის მოულოდნელ შეწყვეტასთან (Hoffmann et al., 2019).

გლობალური კლიმატური ცვლილებების გავლენის შესწავლა ცოცხალ ორგანიზმებზე აქტიურად მიმდინარეობს მთელს მსოფლიოში. არქტიკული მცენარეულობის შესწავლის შედეგად დადგინდა, რომ კლიმატური პირობებით

გამოწვეული ცვლილებები განსაკუთრებით გამოვლინდება ფოთოლმცვენ ხეებზე და მათ შორის არყზეც (Wielgolaski et al., 2005).

1.2.2. ტყეების გაჩეხვა

ძირითად დამაზიანებელ ფაქტორს ტყეებისათვის წარმოადგენს ანთროპოგენური ზემოქმედება, რომელიც სხვადასხვა მიმართულებით ვითარდება.

ტყის გაჩეხვა და ჰაბიტატის ფრამენტაცია მზარდი პრობლემაა მთელ კავკასიაში. ამ მხრივ, არც ჩვენი ქვეყანა გამოირჩევა, ტყის სრული ფართობის დეგრადირებული მასივი 23,65%-ს შეადგენს (ახალკაცი, 2015).

ერთ-ერთი ძირითადი საშიშროება ტყისათვის იყო გაჩეხვა, რომელიც ოდითგანვე დიდ ზარალს აყენებდა ტყის მასივებს, ეს ახლაც გრძელდება.

არსებობს მრავალი შრომა, სადაც თვალსაჩინოდ ჩანს, თუ რა საფრთხეს უქმნის ტყის გაჩეხვა ეკოლოგიურ მდგრადობას მსოფლიოს მრავალ ნაწილში (ახალკაცი, 2015; Tarique, 2012) და ეს პრობლემა საჭიროებს დეტალურ შესწავლას, განსაკუთრებით ისეთ სენსიტურ ზონებში, როგორიცაა მთიანი რეგიონები, სადაც ფერდობები ოდესღაც ტყით იყო დაფარული, გაჩეხვის შემდეგ კი გართულდა მდგომარეობა და ნიადაგის საფარი ახლა ეროზიის რისკის ქვეშაა. ტყეები შემორჩენილია ძლიერ დახრილ ფერდობებზე და დიდ სიმაღლეებზე, ისეთ ადგილებში, რომლებიც დაშორებულია დასახლებული ადგილებისა და გზებისაგან. ასეთ შემთხვევებში, პრობლემის გადასაჭრელად, ყველაზე მნიშვნელოვნად მიიჩნიეს დადგენილიყო კავშირები ტყის ცვლილებებსა და ადამიანის ქცევას შორის (Southworth et al., 2002).

ხის მერქანი წარმოადგენს მნიშვნელოვან ეკონომიკურ საქონელს მთელ მსოფლიოში. იგი გამოიყენება, როგორც ნედლეული, სამშენებლო მასალა, ქაღალდი, შეფუთვა, შეშა. მერქნის ექსპორტი ერთ-ერთ უმსხვილეს პერსპექტივად რჩება საქართველოშიც (ახალკაცი, 2015).

მნიშვნელოვანია აღინიშნოს ტყის სიმწირის ჰიპოთეზა, რაც იმას ნიშნავს, რომ გაჩეხვა იწვევს ტყის პროდუქტების შემცირებას, ეს ყველაფერი კი ზარალს აყენებს ტყის ეკონომიკურ ღირებულებას (Satake et al., 2007).

ცენტრალური კავკასიონის ჩრდილოეთ ექსპოზიციის ფერდობები (1800-2500 მ) წარსულში დაფარული იყო არყნარი ტყით (Dolukhanov, 1932, 1956, 1966, 1967, 1978). გადმოცემის თანახმად, განსაკუთრებით ხშირი ტყე იყო "სამტვერის" ტერიტორიაზე (სოფ. ვარდისუბნის მიმდებარე ტერიტორია). დომინანტ სახეობებს წარმოადგენდა: არყი (*Betula litwinowii*), ფიჭვი (*Pinus kochiana*), ცირცელი (*Sorbus caucasigena*) და ტირიფი (*Salix* spp.). თუმცა 1804 წელს ამ ტყეების სრული გაჩეხვა მოხდა რუსეთის მთავარმმართველი ციციანოვის ბრძანებით, ქართველ-მთიელთა აჯანყების დროს (ზეპირი გადმოცემით).

ყაზბეგის რეგიონში, ისევე როგორც მთელ საქართველოში, ტყეები იჩეხებოდა საწვავადაც, თუმცა ხევის მოსახლეობა, შეშასთან ერთად, გასათბობ საშუალებად იყენებდა წივს, ანუ ძროხის გამხმარ ნაკელს და დეკას. ამის მიუხედავად, ტყეების დიდი ფართობების მასიური გაჩეხვა მოხდა 1960 წლამდე, როდესაც რეგიონში დაიწყო გაზიფიკაციის პროცესი და 1963 წლიდან მთელ მოსახლეობას მიეწოდება ბუნებრივი აირი, შესაბამისად დღეისათვის ტყის ჩეხვა აღარ მიმდინარეობს, თუმცა უკვე უდიდესი ფართობები გაჩეხილია და გადაქცეულია საძოვრად, ან სათიბ სუბალპურ მეორად მდელოებად (Nakhutsrishvili, 1974, 1988, 2003).

ცნობილია, რომ დიდი რაოდენობით ეკოსისტემების განადგურება მოხდა ანთროპოგენური ზემოქმედების შედეგად და ეს არა მხოლოდ ტყეების ჩეხვაში, არამედ ადამიანის სხვაგვარ ქმედებებშიც გამოიხატა, მაგალითად: ტყის პროდუქტების არარაციონალური გამოყენება და უკონტროლო მოვება. არსებობს პროგნოზები, რომ მომავალში ზემოთ აღნიშნული პროცესების ინტენსივობა, ტურიზმის განვითარებასთან ერთად, გაიზრდება, რაც გავლენას იქონიებს არყნარ ტყეებზეც (Bäck et al., 1989; Ilyina & Mieczkowski, 1992; Sippola et al., 1995; Gnieser, 2000; Godde et al., 2000; Monz, 2002).

1.2.3. მოვება, როგორც არყნარი ტყის დამაზიანებელი ფაქტორი

გარეული და შინაური ცხოველების მოვება მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს ტყის ზრდასა და განვითარებაზე მთელ მსოფლიოში. (Davis & Barrett, 1992; Kuiters et al., 1996; Humphrey et al., 1998; Suominen & Olofsson, 2001). ცხოველების მიერ გათელვა და მოვება აფერხებს ახალგაზრდა ხეების ზრდას და შესაძლებელია ხშირ შემთხვევაში მათი სიკვდილიც გამოიწვიოს (Gill, 1992a, b; Hester et al., 1996).

ნორვეგიაში არყნარ ტყეს დიდი საფრთხეები შეუქმნა მოვებამ ირმების მიერ, ვინაიდან მთის არყნარი ტყეები ყველაზე მნიშვნელოვან საკვებ არეს წარმოადგენს მათთვის (Helle, 2001), თუმცა ეს ძირითადად მაღალ სიმალეებზე ხდება, ხოლო უფრო ქვემოთ, ტყის დიდი ფართობები დაზიანდა ცხვრებისა და მსხვილფეხა რქოსანი პირუტყვის მიერ (Hämet-Ahti, 1963; Oksanen et al., 1995).

ცნობილია, რომ სკანდინავიის დიდ ნაწილში, ცხვრებმა, სხვა დიდ ცხოველებთან და მწერებთან ერთად, კომპლექსური ქმედებით, არყნარი ტყეების უდიდესი ფართობები გაანადგურეს (Lehtonen, 1987; Lehtonen & Heikkinen 1995).

მოვების ეფექტი თვალსაჩინოდ გამოიხატა ჩვენს ქვეყანაშიც. ცენტრალურ კავკასიონზე არყნარი ტყის ჰაბიტატი დაწეულია 200-400 მეტრით დაბლა, რაც გამოწვეულია ჭარბი მოვებით და ტყის ჭრით (Dolukhanov, 1978). ცენტრალურ კავკასიონზე, საუკუნეების განმავლობაში ფერდობებს იყენებდნენ სათიბ-სადოვრებად. თუმცა გარემოს სერიოზული დაზიანება მოხდა საბჭოთა პერიოდში, როდესაც ცხვრის სულადობა ძლიერ იყო გაზრდილი. ეს კი უაღრესად ნეგატიურ გავლენას ახდენდა მცენარეული საფარის მდგომარეობაზე. შედეგად კი ვითარდებოდა ნიადაგის ეროზიული პროცესები (Nakhutsrishvili et al. 2009).

წლების განმავლობაში, ხევში უსისტემო მოვება მიმდინარეობდა, რამაც საფრთხე შეუქმნა არყნარ ტყეებსაც, ისევე როგორც მრავალ ეკოსისტემას. 1983 წელს, ცნობილი ბოტანიკოსის მიხეილ სახოკიას მიერ შემუშავებული რეკომენდაციებით, აუცილებელი იყო, რომ სრულიად აკრძალულიყო ან შეზღუდულიყო მოვება და თიბვა ტყიანსა და ბუჩქნარ არეზე, რათა ხელი შეწყობოდა არყნარი ტყის აღდგენას (სახოკია, 1983).

1.3. ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონი

ტყის ზედა საზღვარი - სუბალპურ ტყესა და ალპურ ზონას შორის მდებარე გარდამავალი ეკოტონი, წარმოადგენს ტყის გავრცელების ზედა საზღვარს, რომელიც აღიარებულია, როგორც სენსიტიური და მომავალი გლობალური ცვლილების ტყის ეკოსისტემებზე ზემოქმედების ადრეული ინდიკატორი. ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონი მოიცავს არეალს სუბალპური ტყის 2-3 მ-იანი ხეების ზოლიდან უკანასკნელ ჯუჯა ხემდე, რომელიც ალპურ ზონაში გარდამავალ ჰაბიტატში იზრდება (კიორნერი, 2008; Smith et al., 2009).

დღეისათვის ცენტრალურ კავკასიონზე ტყის ზედა საზღვარი მერყეობს 2200-2750 მ სიმაღლეზე ზღვის დონიდან (Dolukhanov, 1932, 1956, 1966). მიუხედავად იმისა, რომ არც ისე დიდ ტერიტორიას მოიცავს, ეს ეკოსისტემა მცენარეთა ძალიან დიდი მრავალფეროვნებით გამოირჩევა, რაც განპირობებულია ცვალებადი კლიმატით, რელიეფის და სხვა ფიზიკურ-გეოგრაფიული თავისებურებებით. ძირითადად არათანაბარი ბუნებრივი პირობები განაპირობებს მცენარეულობის ესოდენ მრავალფეროვნებას და ტყის ზედა პროფილის განვითარებას. (Lescov, 1932; Dolukhanov, 1932, 1956, 1966; Abramian, 1956; Tumadjanov, 1960a, 1960b; Golgofskaja, 1967; Makhatadze, 1968; Makhatadze & Urushadze, 1972; Plesnik, 1972).

საქართველოში მთის ტყეებს უკავიათ ტყის მთელი ტერიტორიის 70% და მნიშვნელოვან როლს ასრულებენ წყლის რესურსების რეგულაციასა და მთის ფერდობების სტაბილიზაციაში, მიწის ეროზიის, ზვავებისა და მეწყერების შეკავების თვალსაზრისით (Dolukhanov, 1932, 1956, 1966). მსოფლიოსა და საქართველოს მაღალმთიანეთში ტყის ზედა საზღვარი სხადასხვა სიმაღლეზე მდებარეობს და წიწვოვანი და ფოთლოვანი მცენარის სახეობებითაა წარმოდგენილი. საქართველოში ტყის ზედა საზღვრის წარმოქმნაში წიწვოვნების (*Pinus kochiana*, *Abies nordmanniana*, *Picea orientalis*) და ფოთლოვანი ხეების (*Fagus orientalis*, *Quercus macranthera*, *Acer trautvetteri*, *Betula litwinowii*) სახეობები მონაწილეობენ:

1. *Pinus kochiana* - ფიჭვი, გავრცელებულია როგორც აღმოსავლეთ ისე დასავლეთ საქართველოში. აღმოსავლეთ საქართველოში, გომბორის ქედზე ქმნის წმინდა კორომს. დასავლეთში შერეულია მუქ-წიწვოვან ტყესთან. წმინდა კორომის სახით მხოლოდ კლდოვან ადგილებშია გავრცელებული. ხელუხლებელი ფიჭვნარები შემორჩენილია თუშეთში. გავრცელების ზედა ზღვარი ზღვის დონიდან 2500-2600 მ-მდეა (Nakhutsrishvili, 1999; ქვაჩაკიძე, 2001).
2. *Abies nordmanniana* - სოჭი, ქმნის მუქ-წიწვოვან ტყის ზედა საზღვარს. გავრცელების ზედა ზღვარი ზღ. დ-დან 2300-2350 მ-მდეა. გავრცელებულია როგორც დიდი კავკასიონის დასავლეთ ნაწილში (აფხაზეთი, სამეგრელო, რაჭა, იმერეთი), ასევე მცირე კავკასიონზე ალგეთის ხეობამდე (Nakhutsrishvili, 1999; ქვაჩაკიძე, 2001).
3. *Picea orientalis* - ნაძვი, ქმნის მუქწიწვოვანი ტყის ზედა ზოლს გავრცელების მაქსიმალური ზღვარი ზღ. დ-დან 2300-2350 მ. გავრცელებულია, როგორც დიდი კავკასიონის დასავლეთ ნაწილში (აფხაზეთი, სამეგრელო, სვანეთი, რაჭა, შიდა ქართლი). ასევე აღმოსავლეთ ნაწილში არაგვის ხეობამდე. მცირე კავკასიონზე გვხვდება ბაკურიანში, ცხრაწყაროზე 2300 მ-მდე და აჭარაში (Nakhutsrishvili, 1999; ქვაჩაკიძე, 2001).
4. *Fagus orientalis* - წიფელი, გავრცელების მიხედვით საქართველოში ყველაზე დიდი ფართობი უჭირავს. გვხვდება, როგორც დასავლეთ საქართველოში (აჭარა, გურია, იმერეთი, მცირე რაოდენობით სვანეთში) ისე აღმოსავლეთში. დასავლეთ საქართველოში წიფლნარი ტყის ზედა საზღვარზე (2200-2350 მ) ჯუჯა ხეების სახით გვხვდება და ქმნის ტანბრეცილ ტყეს. აღმოსავლეთ საქართველოში (კახეთში) ვრცელდება ზღ. დ-დან 2250 მ-მდე. მცირე კავკასიონზე იზრდება ბორჯომ-ბაკურიანის მიდამოებში. ასოცირებულია შემდეგ სახეობებთან *Acer trautvetteri*, *Quercus macranthera*. აღმოსავლეთში წიფლნარი ტანბრეცილ ტყეს არ ქმნის (Kvachakidze, 1979; Nakhutsrishvili, 1999; ქვაჩაკიძე, 2001).
5. *Quercus macranthera* - მაღალმთის მუხა, ფართოდაა გავრცელებული დიდი კავკასიონის აღმოსავლეთ ნაწილში. კახეთში გავრცელების მაქსიმალური ზღვარია

ზღ. დ-დან 2600-2700 მ. ასევე გვხვდება დასავლეთში (სვანეთი) და მცირე კავკასიონზე, თრიალეთის ქედზე (Nakhutsrishvili, 1999; ქვაჩაკიძე, 2001).

6. *Acer trautvetteri* - მაღალმთის ბოკვი, ძირითადად შერეულია წიფელთან და მაღალმთის მუხასთან. იგი გვხვდება დიდი კავკასიონის დასავლეთ ნაწილში (აფხაზეთი, სვანეთი, რაჭა, იმერეთი). ასევე, აღმოსავლეთ საქართველოში, კახეთში და შიდა ქართლში. გავრცელებულია მცირე კავკასიონზეც, ბაკურიანი (Nakhutsrishvili, 1999; ქვაჩაკიძე, 2001).

7. *Betula litwinowii* - ლიტვინოვის არყი, სუბალპური არყნარი ტყის დომინანტი სახეობაა. *B. litwinowii* წამოადგენს ტიპურ სახეობას სუბალპურ ტანბრეცილ ტყეებში (ზღ. დ-დან 1800-2500 მ) და გავრცელებულია დიდი და მცირე კავკასიონის ჩრდილოეთ ექსპოზიციის ტენიან ფერდობებზე. არყის ტანბრეცილი სუბალპური ტყის ზედა საზღვარი მდებარეობს 2400-2500 მ-ზე. თუმცა ცალკეული ხეები გვხვდება 2550 მ-ზე (Dolukhanov, 1978; Nakhutsrishvili, 1999; ქვაჩაკიძე, 2001).

1.4. სუბალპური არყნარი ტყე

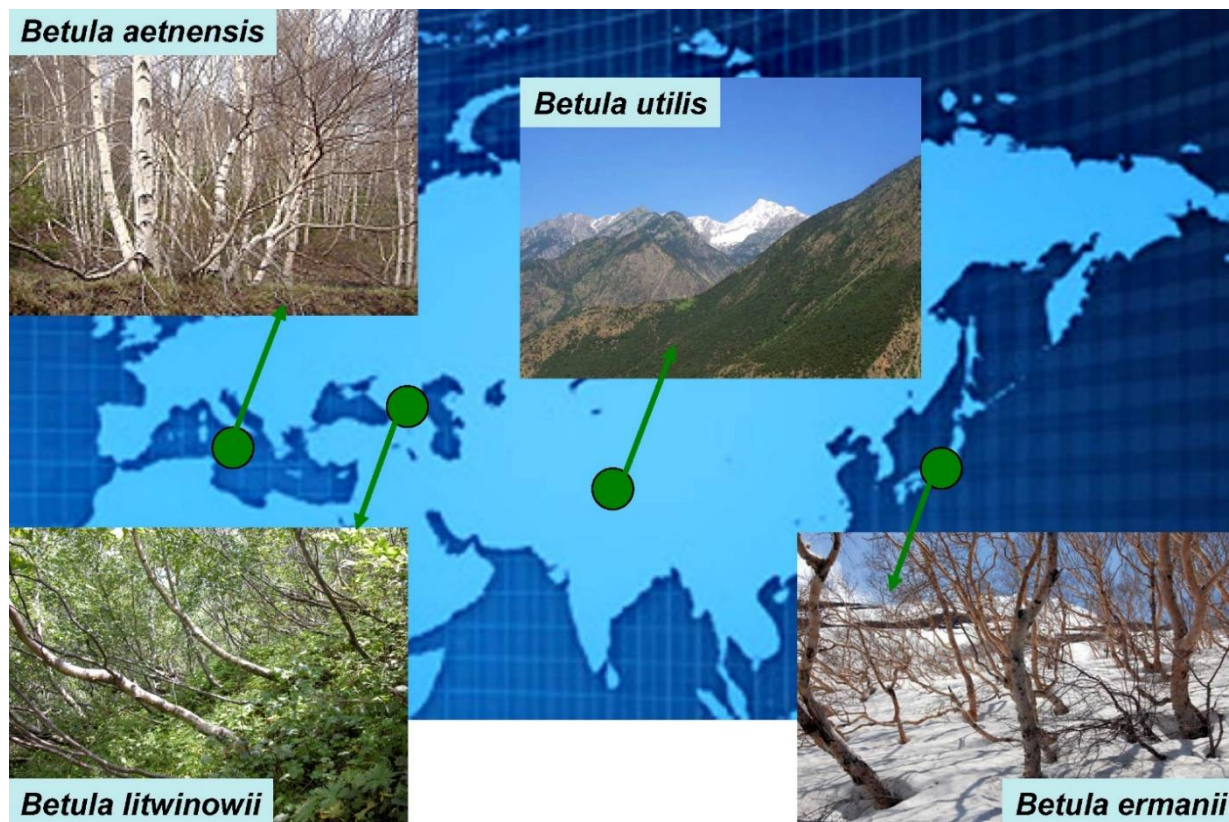
არყნარი ტყის არეალი საგრძნობლად შემცირდა პოსტგლაციალური ეპოქის ქსეროთერმულ პერიოდში და შემორჩა მხოლოდ არქტიკის, ბორეალურ და სუბალპურ სარტყელში (Dolukhanov, 1966, 1978).

როგორც უძველესი დროის ნაშთების შესწავლის შედეგად დადგინდა, არყი არის უძველესი მკვიდრი მცენარე სკანდინავიური ქვეყნების. კვლევამ აჩვენა, რომ ეს ნამარხი ხეები არ არის დიდად განსხვავებული თანამედროვე არყებისაგან. დადგენილია, რომ გამყინვარების პერიოდის შემდეგ, ძალიან სწრაფად მოხდა მათი მიგრაცია, ისინი პირველები შევიდნენ სამხრეთ-დასავლეთ ნორვეგიაში (Aas & Faarlund, 2001) და აქედან გავრცელდნენ ჩრდილოეთისაკენ, 1000 წლის დაგვიანებით (Moe et al., 1978; Thyrsson et al., 2001).

არყი წარმოადგენს შესანიშნავ ობიექტს ფართოფოთლოვანი ტყეების გავრცელების ზედა საზღვრის განმსაზღვრელი ფაქტორების შესასწავლად. არყნარი

ტყის ზედა საზღვარი ზომიერი სარტყლის მაღალმთიანეთში წარმოდგენილია მხოლოდ 4 რეგიონში: მთ. ეტნაზე (სიცილია), კავკასიაში, ჰიმალაიზე და იაპონიაში, მთ. ფუჯიზე (სურ.1). მთ. ეტნაზე გავრცელებულია *Betula aetnensis*, რომელიც არის ენდემური სახეობა და ითვლება გამყინვარების პერიოდის რელიქტად (Poli Marchese, 1999). კავკასიაში გვხვდება ამ გვარის რამოდენიმე სახეობა, რომელთა შორის სუბალპურ ზონაში დომინირებს *B. litwinowii* და ქმნის ტყის ზედა საზღვარს 2200-2700 მ სიმაღლეზე (Dolukhanov 1967, 1978, 1989; Nakhustrisvili, 1999). ჰიმალაიზე გავრცელებულია *B. utilis* (Rawal & Pangtey, 1993), რომელიც იზრდება ზღ. დ-დან 4500 მ-მდე, აქვს თეთრი შეფერილობის ქერქი და მას უწოდებენ „თოვლის დედოფალს“. ფუჯიზე ტყის ზედა საზღვარს ქმნის *B. ermanii*, იგი წარმოადგენს ერთადერთ ფართოფოთლოვან სახეობას იაპონიის ტყის ზედა საზღვარზე მისი გავრცელების ზედა ზღვარი 2400 მ-მდეა (Takahashi et al., 2003).

მთის არყის ხეების ფორმა დიდად განსხვავდება ერთმანეთისაგან, ეს კი დამოკიდებულია გარემო პირობებზე, ყველაზე მნიშვნელოვანია, თუ როგორი ტიპის ნიადაგში იზრდება. ხეებს აქვს პირამიდული ფორმა, იმ შემთხვევაში, თუ ისინი კარგ, ნოყიერ ნიადაგში იზრდებიან, ხოლო უნაყოფო ნიადაგში მოზარდი ხეები, კი სფერული ფორმის ვარჯს ივითარებენ, რადგან ისინი არიან ძლიერ ნელა მოზარდი მცენარეები (Aradottir et al., 2001).



სურ. 1. არყის გავრცელება ტყის ზედა საზღვარზე ზომიერი სარტყლის მაღალმთიან რეგიონებში: *Betula aetnensis* - მთ. ეტნა, სიცილია; *B. litwinowii* - კავკასია, დიდი და მცირე კავკასიონის ქედი; *B. utilis* - დასავლეთ ჰიმალაის ტყის საზღვარი; *B. ermanii* - მთ. ფუჯი, იაპონია.

ამჟამად, არყნარი დანაწევრებული სახით გავრცელებულია მთელი კავკასიონის სუბალპური სარტყლის ზედა ზოლში, მაგრამ მას დიდი ფართობი არ უკავია (ქვაჩაკიძე, 2001, 2009). ზვავის მიერ ჩამოტანილი მისი ეგზემპლარები მთის შუა სარტყელშიც კი გვხვდება (ქვაჩაკიძე და სხვ., 2004). ტანბრეცილი ტყეების უძველეს წარმოშობაზე ავტორებს (Dolukhanov, 1966, 1989) აფიქრებინებს მთელი რიგი ფაქტები, რომელთა შორის უპირველესი ადგილი უკავია კავკასიის სუბალპურ დენდროფლორაში, ძლიერ სპეციალიზებული და მაღალმთის პირობებისადმი კარგად შეგუებული, კონსერვატული რელიქტების არსებობას. არყნარში ფერდობების დახრილობა არ აღემატება 10-25°, რაც

განაპირობებს სტაბილურ თოვლის საფარს ზამთრის განმავლობაში. დამახასიათებელია მთის ყავისფერი ნიადაგი ძირითადად ვულკანურ ქანებზე 10-20 სმ-ის სისქის ჰუმუსის ფენით (Dolukhanov, 1978). ამ ტიპის ტყე გვხვდება ცენტრალურ კავკასიონზე, კერძოდ ყაზბეგის რეგიონში და მცირე კავკასიონზე მაგ. ბაკურიანის ზემოთ, ცხრაწყაროს უღელტეხილზე (ქვაჩაკიძე, 2009). აგრეთვე შავშეთის და ერუშეთის ქედის ჩრდილოეთ ფერდობებზე (Akhalkatsi, 2009).

ყაზბეგის რეგიონში სუბალპური ტყეები ძირითადად შექმნილია მეჩხერი და ტანბრეცილი არყნარებით. ზოგან შესაძლებელია იყოს აგრეთვე კავკასიური ფიჭვიც, რომლის კორომები შემორჩენილია სოფელ სიონთან არყნარებში. სუბალპური არყნარების გავრცელების არე ამჟამად ძალიან შემცირებულია, ბევრგან სრულიად მოსპობილია. მცირე მასივების სახით გვხვდება ხდის, დევდორაკის, ჩხერის, სნოს, სიონის ხეობებში და კუნძულებად გაფანტული სხვადასხვა ადგილას, მაგ. „არეშას ტყე“ (სახოკია, 1983).

1.5. სუბალპური არყნარის ტყის ძირითადი ფიტოცენოზები ცენტრალურ კავკასიონზე (ყაზბეგის რ-ნი)

სახოკიას მიერ 80-იან წლებში მოხდა არყნარების ტიპოლოგიური ვარიანტების გამოყოფა, რომელიც შემდეგნაირადაა კლასიფიცირებული:

- I. **ბუჩქიანი არყნარები** - არყნარები ქვეტყით. ამ ჯგუფში უნდა განვასხვავოთ ვარიანტები:
 - 1) **არყნარები შერეული ქვეტყით** - რამდენიმე სახეობის ბუჩქით, მაგ. ყაზბეგის ტირიფით, მდგნალით, კლდის მოცხარით და სხვა.
 - 2) **დეკიანი არყნარები** - დეკას ქვეტყით (*Rhododendron caucasicum*), უმთავრესად არყნარების ზემო ზოლში.
- II. **ბალახიანი არყნარები** - ბალახეული საფარით („ცოცხალი საფარით“), რომელიც თავის მხრივ შეიცავს რიგ ვარიანტებს ფერდობების მიმართულების (ექსპოზიციის), დაქანებისა, მისი ზედაპირის ფორმისა და სხვა.

- 1) **ბრძამიანი** - ბრძამში შერეულია ზოგი სხვა მარცვლოვანი და ნაირბალახები;
- 2) **ნაირბალახიანი** - წარმოდგენილია სხვადასხვა ნაირბალახებით, როგორიცაა: ტყის ნემსიწვერა, თხის წართხალა, წითელი ღიღილო, თავყვითელა და სხვა.
- 3) **მარცვლოვან-ნაირბალახიანი** - მარცვლოვანებიდან უფრო ხშირია ნამიკრეფია, მდელოს წივანა, სათითურა და სხვა.
- 4) **მაღალბალახიანი და ფართოფოთლოვან ბალახიანი არყნარები** განვითარებულია ხევებში, ჩავარდნილ უფრო ტენიან ადგილებში, მათთვის დამახასიათებელია ტილჭირი, დეზურა და სხვა (სახოკია, 1983).

სუბალპური არყნარი შედგება რამდენიმე ჰაბიტატისგან, ამ მიმართულებით ჩატარებულია დეტალური კვლევა ძირითადი ბიომების და თანასაზოგადოებების განსაზღვრის მიზნით (Nakhutsrishvili, 1974, 1988, 1999; Nakhutsrishvili et al., 2006). გამოვლენილია მცენარეთა შემდეგი თანასაზოგადოებები:

1. სუბალპური არყნარი ტყე (*Betula litwinowii*): შედარებით დაბალ სიმაღლეებზე არყნარი დაბურული ანუ შეკრული ტყის სახითაა წარმოდგენილი. **ჰაბიტატი**: ნოტიო, ჩრდილოეთ ექსპოზიციის, სტაბილური თოვლის საფარით დაფარულ ფერდობები, სადაც თოვლი დიდი ხნის მანძილზე არ დნება. ფერდობების დახრილობა (10-25°-მდე). ტყის მურა ნიადაგი, ღრმა და მცირე ხირხატიანი, განვითარებულია ვულკანურ ქანებზე. **გავრცელება**: ხევის რეგიონში ფრაგმენტების სახითაა გავრცელებული (ზღ. დ-დან 1850-2200 მ). გვხვდება, - სნოს ხეობა, ლიფუს ტყე, ს. სიონის მიდამოები, ს. ჯუთა. არყნარი ყველაზე კარგადაა გამოხატული დევდორაკისა და ხდეს ხეობებში. არყნარი ტყის ფრაგმენტები გვხვდება გუდაურის მიდამოებში (2000-2300 მ-ებს შორის): **დამახასიათებელი სახეობებია** - *Betula raddeana*, *Salix caprea*, *Heracleum roseum*, *Aconitum nasutum*, *Aconitum orientale*, *Swertia iberica*, *Geranium silvaticum*, *Campanula latifolia*, *Dolichorrhiza caucasica*, *Vicia balansae*, *Senecio propinquus*, *Aquilegia caucasica*, *Lathyrus roseus*, *Cephalanthera longifolia*, *Platanthera chlorantha*. **საფრთხეები**: ტყის გაჩეხვა, ინტენსიური მოვება, გზების გაყვანა, გლობალური კლიმატური ცვლილებები. **ეკოლოგიური მნიშვნელობა**: წყალ-მარეგულირებელი, ზვავისგან დაცვითი, ეროზიის

საწინააღმდეგო (Nakhutsrishvili et al., 2004a,b). სიმაღლის მატებასთან ერთდ ტემპერატურული პირობების გაუარესების გამო ზღ. დ-დან 1850-1900 მ-დან პარკისებური, ანუ ნათელი ტყის სახეს იღებს, რომელიც მაღალი სახეობრივი მრავალფეროვნებით ხასიათდება და ზღ. დ-დან 2200-2300 მ-მდეა გავრცელებული. სიმაღლის მატებასთან ერთად მეჩხერ ტყეს ტანბრეცილი არყნარი ტყე - "Krummholz"-ი, ცვლის.

2. **ტანბრეცილი არყნარი ტყე (*Betula litwinowii*)** ტანბრეცილი ტყის ყველაზე დამახასიათებელი ნიშანთვისებაა, რომ მათი შემქმნელი ხემცენარეები (ასევე ბუჩქებიც) თოვლის ქვეშ ნიადაგზე განთხზმულ მდგომარეობაში იზამთრებენ და ამით დაცულნი არიან ზამთრის ყინვებისგან. აღნიშნული ტიპის ხეები და ბუჩქები თოვლის საფარის დაწოლითაა წარმოქმნილი და ზამთრის მკაცრი პირობებისადმი ადაპტაციის ერთ-ერთ მნიშვნელოვან ფორმას წარმოადგენს (Krylova, 1964). **ჰაბიტატი:** ჩრდილო ექსპოზიციის ღრმა თოვლით დაფარული ფერდობები, სადაც დახრილობა არ აღემატება 15-17°-ს. **გავრცელება:** დევდორაკისა და სნოს ხეობაში. გავრცელების ზედა ზღვარი სუბალპურ სარტყელში 2350-2500 მ-ს შორის მდებარეობს. **დამახასიათებელი სახეობები:** *Sorbus caucasigena*, *Salix kazbekensis*, *Rhododendron caucasicum*, *Vaccinium myrtillus*, *Anemone fasciculata*, *Swertia iberica*, *Aconitum nasutum*, *Calamagrostis arundinacea*, *Dolichorrhiza renifolia*, *D. caucasica*, *Cicerbita racemosa*, *Cephalanthera longifolia* (Nakhutsrishvili et al., 2006). **საფრთხეები:** ხეების ჭრა, გზების გაყვანა, გლობალური კლიმატური ცვლილებები. **ეკოლოგიური მნიშვნელობა:** ფერდობების დაცვა ზვავების, ღვარცოფებისა და მეწყერებისგან.

3. **დეკიანი სუბალპური ბუჩქნარი (*Rhododendron caucasicum*)**. ნახევრად განთხზმული, ვეგეტატიურად მოძრავი, მარადმწვანე ბუჩქის, დეკას დომინირებით განვითარებული თანასაზოგადოება, რომლის არსებობაც თოვლის საფართანაა დაკავშირებული. გავრცელებულია მთელ კავკასიაში და ქმნის ხშირ რაყებს, რომლის დაფარულობაც 90-100%-ზე ნაკლები არ არის. დეკა ივითარებს ენდოტროფულ მიკორიზას, რაც ხელს უწყობს მის წარმატებით დასახლებას საკვები ნივთიერებებით ღარიბ და მჭავე ნიადაგებზე. **ჰაბიტატი:** როგორც მცირედ

(10-15°), ისე ძლიერ დახრილი (40-70°) თოვლის ღრმა საფრით დაფარული ფერდობები, ტორფიანი მცირე სისქის ნიადაგები. **გავრცელება:** თითქმის ყველა ხეობაში ზღ.დ 2300-2800 მ-ს შორის. ხშირად, ცალკეული ინდივიდები ზვავების შედეგად დაბლაა ჩამოტანილი (1800-1900 მ. ზღ. დ-დან). **დამახასიათებელი სახეობებია:** *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Empetrum caucasicum*, *Daphne glomerata*, *Pyrola minor*, *P. rotundifolia*, *Anemone fasciculata*, *Calamagrostis arundinacea*. გარდა ზემოთ ჩამოთვლილისა, ასევე დამახასიათებელი სახეობებია, *Juniperus sabina*, *Salix kazbekensis*. **საფრთხეები:** ინტენსიური მოვება, დეკას ფოთლებისა და ტოტების ხალხური მედიცინისთვის უკონტროლო გამოყენება. **ეკოლოგიური ფუნქცია:** წყალ-მარეგულირებელი, ფერდობების დაცვა ზვავებისა და ღვარცოფებისგან (Nakhutsrishvili et al., 2006).

ცხრილი 1. სუბალპურ არყნარ ტყესთან ასოცირებული თანასაზოგადოებები ყაზბეგის რ-ში (Nakhutsrishvili et al., 2006).

N	არყნართან ასოცირებული თანასაზოგადოებები	ჰაბიტატი	დომინანტი სახეობები
1.	სუბალპური მდელო დრიადის დომინირებით (<i>Dryas caucasica</i>)	ქვიანი, ფიქლოვანი, ტენიანი, 20-50°-ით დახრილი, თოვლის საფრით დაფარული ჩრდილო და ჩრდილო-დასავლეთ ექსპოზიციის ფერდობები	<i>Avenella flexuosa</i> , <i>Daphne glomerata</i> , <i>Selaginella helvetica</i> , <i>Primula amoena</i> , <i>Polygonum viviparum</i> , <i>Leontodon danubialis</i> , <i>Parnassia palustris</i>
2.	სუბალპური მაღალბალახეულობა (<i>Megaherbosa</i>)	1900-2300 მ, 10-15° ტენიანი ჩრდ. და დასავლეთის ფერდობები.	<i>Heracleum sosnowskyi</i> , <i>Aconitum nasutum</i> , <i>A. orientale</i> , <i>Cephalaria gigantea</i> , <i>Cicerbita macrophylla</i> , <i>Senecio rhombifolius</i> , <i>Doronicum macrophyllum</i>
3.	სუბალპური მდელო ჭრელი შვრიელას დომინირებით (<i>Bromopsis variegata</i>)	1850-2700 მ, გავაკებებზე და 5-15° ფერდობებზე, ასევე ალუვიურ	<i>Agrostis tenuis</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Festuca ovina</i> ,

		კონუსებზე.	<i>Koeleria luerssenii</i> , <i>Trifolium ambiguum</i> , <i>T. trichocephalum</i> , <i>Ranunculus oreophilus</i> , <i>Alchemilla sericata</i> , <i>Leontodon hispidus</i> , <i>Lotus caucasicus</i> , <i>Platanthera chlorantha</i>
4.	მშრალი სუბალპური მდელო ჩვეულებრივი ნამიკრეფიის დომინირებით (<i>Agrostis tenuis</i>)	1800-2600 მ, 10-12°, სამხრეთ და ჩრდილო- დასავლეთის ექსპოზიციის ფერდობები	<i>Bromopsis variegata</i> , <i>Festuca ovina</i> , <i>Phleum phleoides</i> , <i>Koeleria luerssenii</i> , <i>Helictotrichon asiaticum</i> , <i>Pedicularis chroorrhyncha</i> , <i>Ranunculus oreophilus</i> , <i>R. caucasicus</i> , <i>Trifolium ambiguum</i> , <i>Alchemilla sericata</i> , <i>Gymnadenia conopsea</i> , <i>Coeloglossum viride</i>
5.	ჭრელ წივანია ქსეროფილური სუბალპური მდელო(<i>Festuca varia</i>)	ძლიერ ქანობიანი, ქვიანი, ძლიერ ციცაბო (30-50°) სამხრეთ ექსპოზიციის ფერდობები. ძოვების შემთხვევაში იკავებს ჩრდილოეთ ექსპოზიციის ფერდობებს	<i>Helictotrichon asiaticus</i> , <i>H. pubescens</i> , <i>Calamagrostis arundinacea</i> , <i>Oxytropis cyanea</i> , <i>Betonica macrantha</i> , <i>Inula orientalis</i> , <i>Polygonum carneum</i> , <i>Pyrethrum roseum</i>
6.	ბაიასებრი უძოვრიანი ტენიანი სუბალპური მდელო (<i>Trollius ranunculinus</i>)	1800-2800 მ, მაღალი და საშუალო ტენიანობის, მცირედ დახრილი ფერდობები (10°-მდე)	<i>Avenella flexuosa</i> , <i>Poa alpina</i> , <i>Veratrum lobelianum</i> , <i>Dactylorhiza euxina</i> , <i>D. urvilleana</i> , <i>Swertia iberica</i> , <i>Pedicularis nordmanniana</i>
7.	ფრინტიანი ფართეფოთლიანი სუბალპური მეზოფილური მდელო (<i>Anemone fasciculata</i>)	2000-2300 მ, იჭრება სუბალპურ ტყეებში და <i>Rhododendron caucasicus</i> - ის ბუჩქებში	<i>Trollius ranunculinus</i> , <i>Geranium ibericum</i> , <i>Scabiosa caucasica</i> , <i>Veratrum lobelianum</i> , <i>Polygonum carneum</i>
8.	ძიგვიანი მკვრივკორდიანი	2000-2800 მ, 2-25°, არყის	<i>Agrostis planifolia</i> , <i>A.</i>

	სუბალპური მდელო (<i>Nardus stricta</i>)	გავრცელების ზოლში.	<i>tenuis, Anthoxanthum odoratum, Luzula pseudosudetica,, Phleum alpinum, Poa alpina, Trifolium ambiguum, T. trichocephalum,, Leontodon danubialis, Sibbaldia semiglabra, Hieracium pilosella, Carum caucasicum, Dactylorhiza euxina, D. urvilleana</i>
9.	კობრეზიან-ისლიანი სუბალპური მდელო (<i>Kobresia capilliformis</i>)	1900-2800 მ, პოლიგონალური ტიპის რელიეფი, მთის თხემები. ქარიანი ადგილები სადაც თოვლის საფარი თხელია და ზამთარში თოვლი იხვეტება. ძირითადად გვხვდება კარბონატულ ნიადაგებზე.	<i>Kobresia persica, Alchemilla elisabethae, Thalictrum alpinum, Polygonum viviparum, Campanula biebersteiniana, Carum caucasicum</i>
10.	ბრძამიანი მეზოფილური სუბალპური მდელო (<i>Calamagrostis arundinacea</i>)	გავაკეხები, მცირედ (2-5°) და ძლიერ (20-25°) დაქანებული ტენიანი ფერდობები	<i>Helictotrichon asiaticus, Agrostis planifolia, Avenella flexuosa, Geranium ibericum, Anemone fasciculata.</i>
11.	ტენიანი კლდის მცენარეულობა	ჰორიზონტალური ნალექებით ან მთის ფერდობებიდან ნაწრეტი წყლებით დატენიანებული დაჩრდილული კლდეები.	<i>Campanula sosnowskyi, Parietaria micrantha, Diphysium alpinum, Cryptogamma crispa, Polypodium vulgare, Woodsia fragillis, Dryopteris pumila, Primula darialica</i>
12.	მშრალი კლდის მცენარეულობა	მშრალი კლდის ნაპრალები, სადაც ტემპერატურის დღე-ღამური მერყეობა არ არის მკვეთრად გამოხატული	<i>Saxifraga juniperifolia, Campanula bellidifolia, C. sermatica, Astragalus kazbeki, Asperula alбовii, Elitrigia gracillina, Oxytropis albana, Sempervivum pumilum</i>

13.	მშრალი ნაშალის მცენარეულობა	ფიქალის მშრალი ნაშალი	<i>Bromopsis riparia, B. biebersteinii, Silene lacera, Erisimum ibericum, E. substrigosum, Linaria vulgaris, L. meyeri, Thalictrum foetidum, Salvia verticillata, Scutellaria leptostegia, Thymus collinus, Trigonocarium involucreatum</i>
14.	ქვიანი ჰაბიტატის მცენარეულობა	მცირე ზომის და სხვადასხვა წარმოშობის (მეინვარული, ვულკანური და სხვ.) სამხრეთის ექსპოზიციის ქვიანი ნაშალი	<i>Festuca ovina, Koeleria caucasica, Cerex bushiorum,, Sempervivum pumilum, Campanula bellidifolia, Silene ruprechtii, Thymus collinus, pulsatilla violacea, Sedum oppositifolium</i>

1.6. სუქცესიების კლასიფიკაცია და სტადიები

მცენარეული საფრის ცვლილება, შესაძლებელია, შეეხოს მხოლოდ ცალკეული სახეობების დომინანტობას, ან ვიტალურობას და ამდენად, მნიშვნელოვან ცვლილებას ვერ ახდენდეს მცენარეულობის საერთო სტრუქტურაზე. მაგრამ, როდესაც ადგილი აქვს სახეობის გადაშენებას და სხვა სახეობების ახლიდან გავრცელებას კონკრეტულ ადგილსამყოფელში, ეს ცვლილება პოპულაციური ბიოლოგიის კუთხით საკმაოდ სოლიდურია და განიხილება, როგორც სუქცესიური პროცესი (Klötzli, 1981). სუქცესიის ცნება განმარტებულია, როგორც სახეობების ცვლილება თანასაზოგადოების ფარგლებში, რომლის გამომწვევი მიზეზი შესაძლებელია იყოს თვითონ მცენარე

(ენდოგენური ფაქტორი), ან გარემო ფაქტორის უარყოფითი ზემოქმედება (ეგზოგენური ფაქტორი). პირველ შემთხვევაში, მცენარეულობა შეცვლის ადგილსამყოფელს თანასაზოგადოების ცვლილების მხრივ, სადაც გამოჩნდება გარემოსთან უკეთ შეგუებული სახეობები. მეორე შემთხვევაში, მცენარეული საფარი შესაძლებელია მთლიანად შეიცვალოს კატასტროფების და ანთროპოგენური ზემოქმედების შედეგად და ახალი ტიპის თანასაზოგადოება წარმოიქმნას (Dierschke, 1994). სუქცესიების კლასიფიკაცია ეყრდნობა რამდენიმე სისტემას (Moravec, 1969; Van der Maarel, 1988; Westhoff, 1990, Dierschke, 1994).

1) პირველი სისტემა განსაზღვრულია მისი გამომწვევი ფაქტორებით: ენდოგენური და ეგზოგენური. **1.1. ენდოგენური სუქცესია** (ფიტოგენური, ანდა ავტოგენური სუქცესია) განპირობებულია მცენარეულობის ცვლილებით არსებულ თანასაზოგადოებაში ახალი სახეობების შემოჭრით და ფართე გავრცელებით. ანდა, ადგილსამყოფელის პირობების ცვლილებით, როგორცაა მაგ. ჰუმუსის ფენის ცვლილება, ნიადაგის ეროზია, ან მიკროკლიმატი. ენდოგენური სუქცესია არის მზარდი და პროგრესული. **1.2. ეგზოგენური სუქცესია** (ეკოგენური, ანდა ალოგენური სუქცესია) განპირობებულია ბუნებრივი კატასტროფის, ანდა ანთროპოგენური ზემოქმედების შედეგად გამოწვეული ფაქტორით. იგი შესაძლებელია იყოს, როგორც პროგრესული, ისე რეგრესული, ანუ კლებადი. **1.3. არსებობს, აგრეთვე ენდო-ეგზოგენური სუქცესია**, რომელიც შერეულ ტიპს წარმოადგენს და მასზე გავლენას ახდენენ, როგორც ენდოგენური, ისე ეგზოგენური ფაქტორები. ბუნებრივი ფაქტორებიდან ამ ტიპში განიხილება კლიმატური და ედაფური ფაქტორები და პერიოდული ხანძრები. ანთროპოგენური ფაქტორებიდან შერეული მნიშვნელობის მქონეა ძოვება, სათიბის სასუქით გამდიდრება, ირიგაცია, გამწვანება და სხვ. (Dierschke, 1994).

2) სუქცესიების კლასიფიკაციის მეორე სისტემა ეფუძნება პროცესის მიმართულებას. პროგრესული სუქცესიაა, როდესაც ადგილი აქვს ფიტოსოციოლოგიურ პროგრესს. იგი არის ორი ტიპის: პირველადი და მეორადი სუქცესიები. **პირველადი** პროგრესული სუქცესია წარმოადგენს კატასტროფის შედეგად წარმოქმნილ ცარიელ ნიადაგზე მცენარეების განსახლების და თანასაზოგადოების შექმნის პროცესს. **მეორადი**

პროგრესული სუქცესია წარმოადგენს არსებული თანასაზოგადოების სწრაფ შეცვლას, რომელიც ძირითადად არსებული მიწის თესლის ბანკის საშუალებით აღადგენს ადრინდელ თანასაზოგადოებს, რაც გარემოს გარკვეული ცვლილებებით იქნება გამოწვეული. **რეგრესული** სუქცესია ნიშნავს მცენარეული საფარის მკვეთრ შემცირებას კატასტროფის ან ნეგატიური ზემოქმედების გავლენის ფონზე, როდესაც კომპლექსური თანასაზოგადოების სახეობრივი სიმდიდრე მნიშვნელოვნად მცირდება. **ციკლური** სუქცესია წარმოადგენს რეგრესული და მეორადი პროგრესული სუქცესიების ცვლილებას, როდესაც ადგილი აქვს განმეორებად კატასტროფებს, მაგ. პერიოდულ ხანძრებს, ქარშხლებს, ტყის სუფთა გაჩეხვას, პარაზიტების ეპიდემიას, ტყის გადაშენებას, და სხვ.

3) ფართობის მიხედვით განასხვავებენ: **მიკროსუქცესია**, როდესაც განვითარების პროცესი შემოფარგლულია ერთი ფიტოცენოზის ნაწილით, მაგ. რამოდენიმე ხის გახმოზა ტყეში. **ლოკალური** სუქცესია, როდესაც ადგილი აქვს ცარიელი სივრცის შევსებას მცენარეულობით; **რეგიონალური** სუქცესია, რომელსაც უკავია დიდი არეალი, ლანდშაფტური სუქცესია.

4) სუქცესიის ტიპები განსაზღვრულია, აგრეთვე, დროის ხანგრძლივობის მიხედვით. **აქტუალური** სუქცესია გრძელდება რამოდენიმე წელი; **საუკუნოვანი** სუქცესია ძალიან ხანგრძლივია და რამდენიმე ისტორიულ პერიოდს მოიცავს;

სუქცესიების განვითარების ფაზები და სტადიები მოიცავენ თანასაზოგადოების დინამიური განვითარების პერიოდებს. პირველ სტადიას წარმოადგენს **პიონერული** თანასაზოგადოება, რომლითაც იწყება სუქცესიური განვითარების სერიები. მას ახასიათებს სახეობათა კომბინაციის და მათი რიცხვის მკვეთრი ცვლილებები დროის მცირე მონაკვეთში. **ლოგიკური** თანასაზოგადოებები მცენარეულობის ტიპის მიხედვით ემსგავსება პიონერულ თანასაზოგადოებებს, მაგრამ სახეობრივი შემადგენლობა მყარია და დიდი ხნითაა შენარჩუნებული. **საბოლოო** თანასაზოგადოება სუქცესიური სერიის ბოლო სტადიაა, რომელსაც შედარებით სტაბილური ბიოლოგიური წონასწორობა გააჩნია გარემოსთან. განასხვავებენ კლიმაქსურ და ხანგრძლივ თანასაზოგადოებებს. **კლიმაქსური** თანასაზოგადოება საბოლოო სტადიაა, რომელიც წონასწორობაშია

რეგიონის მაკროკლიმატთან, მაგ. ტყის თანასაზოგადოებები. იგი წარმოქმნის ზონალურ მცენარეულობას. **ხანგრძლივი** თანასაზოგადოებებიც საბოლოო სტადიაა, რომლებიც თავის გარემოსთან მეტ-ნაკლებად სტაბილურ წონასწორობაშია და შეგუებული არიან რომელიმე კონკრეტულ ექსტრემალურ ფაქტორთან, მაგ. მარილიან ნიადაგთან, არიდულ კლიმატთან, ჭარბტენიან მდელოებთან და სხვ (Dierschke, 1994).

1.7. ცის ექსპოზიციის როლი მიკროჰაბიტატის კლიმატის განსაზღვრისთვის

მიკროჰაბიტატის კლიმატის ჩამოყალიბებისა და შესაბამისად, მცენარის ზრდა-განვითარებისთვის დიდი მნიშვნელობა აქვს ცის ექსპოზიციას, რომელიც განპირობებულია ერთის მხრივ ლანდშაფტის მიკროტოპოგრაფიული თავისებურებებით, ხოლო მეორეს მხრივ არსებული მცენარეულობის იარუსების სიხშირით და დაფარულობით (Théry, 2001; Tabari, 2005). ცის ექსპოზიციაში იგულისხმება არა მარტო განათება, რომელიც აღწევს მცენარემდე, არამედ სხვა მრავალი გარემო ფაქტორიც. მცენარეულობის დაფარულობის მიხედვით ჩვენ შეგვიძლია მიახლოებით განვსაზღვროთ, თუ როგორი ტენიანობა და ტემპერატურაა ამა თუ იმ მიკროჰაბიტატში. თუმცა, რასაკვირველია ყველაზე მნიშვნელოვანი ფაქტორი, რომელიც ცის ექსპოზიციით განისაზღვრება, განათებაა. ამ მაჩვენებელმა შეიძლება როგორც დადებითად, ასევე უარყოფითად იმოქმედოს მცენარის განვითარებაზე და ფუნქციონირებაზე. თუმცა, მცენარეებს აქვთ ადაპტაციის უნარი ჭარბი სინათლის დამაზიანებელი მოქმედების მიმართ (ლარხერი, 2006). სინათლის სპექტრს შეუძლია პირდაპირი გავლენა მოახდინოს მცენარეებისა და ცხოველების სიცოცხლისუნარიანობაზე და მისმა დონემ შესაძლოა განსაზღვროს მცენარეთა მრავალფეროვნება (Théry, 2001).

სინათლის მიმართ მდგრადობა ყველა ინდივიდისთვის განსხვავებულია. ტყეში ადვილად განირჩევა ჩრდილის ამტანი და სინათლის მოყვარული მცენარეები. გარდა ამისა, ორივე ტიპის აღმონაცენები და იუვენილურ სტადიაში მყოფი ინდივიდები სინათლის ფართო სპექტრს საჭიროებს (ლარხერი, 2006). ეს ხდება მანამდე, სანამ იგი

საბოლოოდ ჩამოყალიბდება სინათლის მოყვარულ ან ჩრდილის ამტან მცენარედ. ადრეულ სტადიაზე ყველა მათგანს დაახლოებით ერთნაირი მოთხოვნილება გააჩნია სინათლის მიმართ. მნიშვნელოვანი პარამეტრია მცენარეთა აღმონაცენების დამკვიდრებისათვის ცის ექსპოზიცია, რომელსაც მოიხსენიებენ, როგორც „ტყის ფანჯარას“ (Tabari, 2005).

1.9. ფურისულა (*Primula*) როგორც არყნარი ტყის ერთ-ერთი ინდიკატორი მცენარე

ჩვენ კვლევის ობიექტად შევარჩიეთ ფურისულას (*Primula*) გვარის სახეობები, რომელთა შორის არის, როგორც ადრე გაზაფხულზე მოყვავილე ტყის, ისე სხვა სენსიტურ გარემოში, კერძოდ, ალპურ და ტენიან მდელოებზე მოზარდი სახეობები.

ამ გვარის წარმომადგენლები შესაძლებელია ჰაბიტატის დეგრადაციის მნიშვნელოვანი ინდიკატორად გამოდგეს, რადგან ლიტერატურული მონაცემებიდან ცნობილი ხდება, რომ ფურისულას ყოველ სახეობას აქვს კონკრეტულ ჰაბიტატთან და გარემო პირობებთან შეგუების საზღვრები, რომელთა გადახრა ძლიერ უარყოფითად მოქმედებს მათ ვიტალურობასა და ფერტილურობაზე (Whale, 1984). მრავალი ექსპერიმენტით დადგენილია, რომ ზოგი სახეობა ჭარბტენიან გარემოში იმდენად კარგად გრძნობს თავს, რომ სიმშრალის პირობებში მისი გადარჩენა შეუძლებელი ხდება (*P. Elatior* და *P. Auriculata*). ასევე არის სახეობები, რომლებიც გვალვის პირობებში უკეთ ვითარდება (*P. Veris*), რადგან მას სჭირდება მაღალი ტემპერატურა და უხვი სინათლე სრულყოფილი ვეგეტაციისთვის. ჩვენი კვლევის ერთ-ერთი ობიექტის *P. amoena*-ს საცხოვრებელი გარემოა სუბალპური არყნარი ტყე, ალპური მდელოები.

ამდენად, უნდა ვივარაუდოთ, რომ ფურისულას ყოველი კონკრეტული სახეობა ადაპტირებულია მისი ჰაბიტატისთვის დამახასიათებელ გარემო პირობებთან,

რომელთაგან მნიშვნელოვანი ფაქტორებია ადგილსამყოფელის განათებულობა და ტენიანობა (Whale, 1984).

თავი 2. მასალა და მეთოდები

2.1. კვლევის ობიექტი

არსებული სამუშაოს განსახორციელებლად შევარჩიეთ ყაზბეგის რეგიონი, ცენტრალური კავკასიონის წყალგამყოფი ქედის ჩრდილოეთით, სადაც მდებარეობს მდ. თერგის ხეობა ($42^{\circ}48'N$; $44^{\circ}39'E$). ეს რეგიონი მოიცავს 1081 კმ^2 ფართობს, რომელიც საქართველოს მთლიანი ფართობის 1.5 %-ს არ აღემატება. მისი ძირითადი ნაწილი ვულკანური წარმოშობისაა, ხოლო სიმბოლოს კი წარმოადგენს მთა მყინვარწვერი ($5033 \text{ მ ზღვის დონიდან}$) (Maryashvili, 1971; Nakhutsrishvili, 1971; აბდალაძე და სხვ., 1998; Nakhutsrishvili et al., 2005).

რელიეფის მორფომეტრიული და მორფოლოგიური ერთეულები ტექტონიკური და ეროზიულაკუმულაციური პროცესების ურთიერთქმედებითაა შექმნილი. რელიეფის მაღალი ჰიფსომეტრია, რთული დანაწევრებული რელიეფი და კავკასიონის ჩრდილოეთ მაკროფერდობზე მდებარეობა, კლიმატის ვერტიკალური ზონირების წამყვანი ფაქტორებია. ძალიან ფართოდ გავრცელებულია ვულკანური ფორმები, რომლებიც პლიოცენ-პლეისტოცენურ და ჰოლოცენურ პერიოდს მიეკუთვნებიან. ზოგადად, კლიმატი ზომიერად ნოტიოა, შედარებით მშრალი, ცივი ზამთრითა და ხანმოკლე გრილი ზაფხულით. ედაფური პირობების მრავალფეროვნებას, ამ ფაქტორების გარდა, გეოლოგიური აგებულებისა და მცენარეული საფარის თავისებურებანი განსაზღვრავენ (აბდალაძე და სხვ., 1998; Nakhutsrishvili et al., 2005).

ყაზბეგში მეზოკლიმატი ტყის საზღვრის ეკოტონში ($2050\text{--}2520 \text{ მ}$) არის ცივ-ზომიერი, წლის საშუალო ტემპერატურით 5°C . ჰაერის დღიური ტემპერატურა, ყველაზე ცივი თვის, (იანვარი) არის -11°C (ექსტრემალურად ცივი არის -30°C). ყველაზე თბილი თვის (ივლისი, აგვისტო) ტემპერატურა არის დაახლოვებით 15°C (ექსტრემალურად მაღალი ტემპერატურა არის 30°C). თოვლის საფარი სტაბილურად შენარჩუნებულია 5-7 თვის განმავლობაში ნოემბრიდან მაისამდე, მაქსიმალური სიღრმე არის 115-120 სმ მარტში. ჰაერის საშუალო ტენიანობა ზაფხულში 75%-ი. წლის საშუალო ნალექის რაოდენობაა 1000 მმ მაქსიმალური პიკით ზაფხულში. ნისლი

საკმაოდ ხშირია ეკოტონში (135 დღე წლის განმავლობაში), განსაკუთრებით ზაფხულში. ქარი უმეტესად სამხრეთიდან უბერავს ხეობების გასწვრივ (Nakhutsrishvili, 2013).

2.1.1. ყაზბეგის მცენარეულობის მოკლე დახასიათება

ყაზბეგის ფლორა მოიცავს ჭურჭლოვანი მცენარეების 1100 სახეობას (Sakhokia, Khutsishvili, 1975), მაშინ როცა საქართველოში მთლიანად 4130 სახეობაა. ხევი ასევე გამოირჩევა ენდემიზმის მაღალი მაჩვენებლით (Grossheim, 1948). რეგიონში გვხვდება მცენარეულობის შემდეგი სარტყლები: მთის შუა სარტყელი (1000-1500 მ), მთის ზედა სარტყელი (1500-1750 მ), სუბალპური ზონა (1750-2500 მ), ალპური ზონა (2500-3000 მ), სუბნივალური (3000-3600 მ) და ნივალური (3600 მ-ზე ზევით) სარტყელი. ამ რეგიონის მცენარეულობის მორფოლოგიური და ფუნქციური ტიპები, გარემო პირობები და მცენარეთა თანასაზოგადოების ტიპები შესწავლილი აქვს გიორგი ნახუტჩიშვილს (1974, 1988, 1999, 2003).

არყნარი ტყეების მიმოხილვა ყაზბეგში

ტყის ბუნებრივ ჰაბიტატს ყაზბეგის რეგიონში წარმოადგენს არყნარი, რომლის ძირითადი სახეობაა ლიტვინოვის არყი - *Betula litwinowii*. არყნარი ტყე იზრდება ტენიან ჩრდილო-ექსპოზიციის ფერდობებზე, რომელიც ვრცელდება მაღალმთის ზონაში და ქმნის ტყის ზედა საზღვარს. იგი წარმოადგენს ტყის ზოლის დომინანტ სახეობას და ვრცელდება ზღვის დონიდან 1700-2500 მეტრზე. საბოლოოდ კი უფრო მაღალ სიმაღლეებზე ზღვის დონიდან 2050-2550 მ-ზე, ქმნის ასოციაციას მარადმწვანე ფართოფოთლოვან ბუჩქთან - *Rhododendron caucasicum* (Akhalkatsi et al., 2006), სადაც თოვლის საფარი სტაბილურია. იგი შედგება შემდეგი დამახასიათებელი სახეობებისგან - *Populus tremula*, *Rhododendron caucasicum*, *Salix kazbekensis*, *Sorbus aucuparia*, *Vaccinium myrtillus*, *Empetrum caucasicum*, და სხვ. (Nakhutsrishvili et al., 2006).

რაც შეეხება ამჟამად არყნარი ტყის მდგომარეობას რეგიონში. ვინაიდან ყაზბეგის მუნიციპალიტეტში დღეისათვის მოსახლეობა ძალიან არის შემცირებული, ამან

განაპირობა მიწათსარგებლობის ცვლილება და ეს შეეხო ტყის ჰაბიტატსაც, რადგან ანთროპოგენური გავლენა აღნიშნულ ეკოსისტემაზე მინიმალურია.

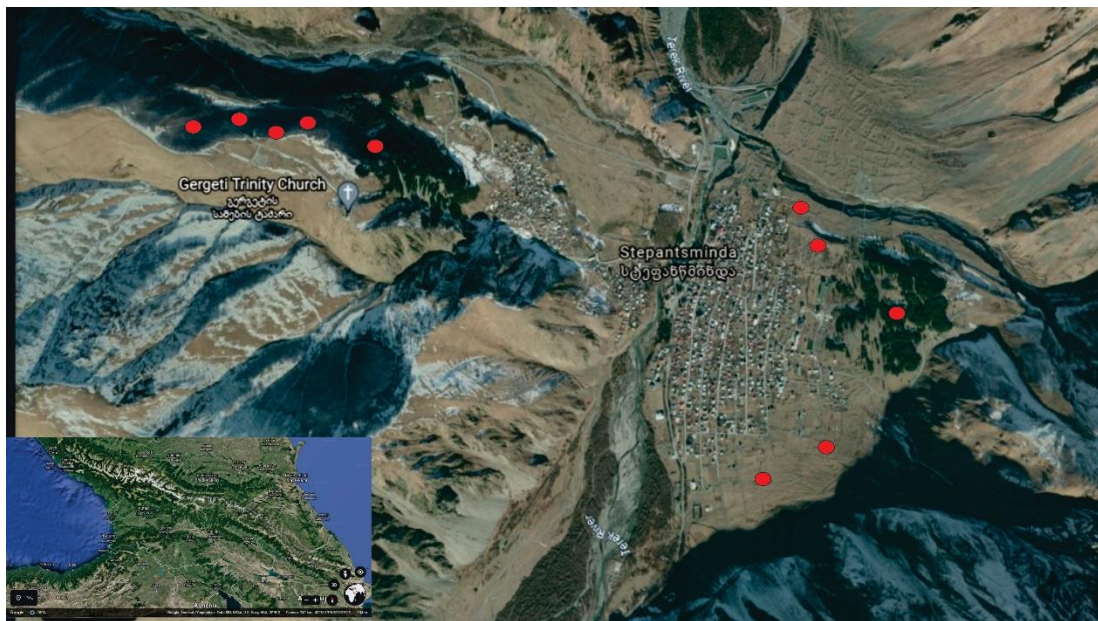
აქ ვხვდებით კლიმაქსურ არყნარს (დაუზიანებელ ტყეს), რომელიც დაცულია ეკლესიის მიერ, სადაც დაუშვებელია ხეების მოჭრა და ტყის რესურსების არარაციონალური გამოყენება. აღნიშნული ტყე მდებარეობს გერგეთის სამების მიმდებარედ და მასზე ანთროპოგენური ზემოქმედება თითქმის არ შეინიშნება.

დაბა სტეფანწმინდის მიმდებარედ, არსებობს ტყე, სახელად „არემისთავი“, სადაც თვალსაჩინოა ადამიანის უხეში ჩარევის კვალი. ეს ჰაბიტატი საკმაოდ დეგრადირებულია, ხის უკონტროლო ჭრის გამო, რომელიც საკმაოდ დიდი ხნის განმავლობაში იყო გამოყენებული მოსახლეობის მიერ, როგორც საწვავი. თუმცა ამ ეტაპზე აქ ხე-ტყის მოხმარება მინიმუმამდეა დაყვანილი, რადგან ადამიანებს გაზი უკვე დიდი ხანია უსასყიდლოდ მიეწოდებათ.

აგრეთვე არის საკმაოდ დიდი ფართობები ყაზბეგის მუნიციპალიტეტში, სადაც მიმდინარეობს ტყის ბუნებრივი აღდგენის პროცესი ინტენსიურად. ზოგ ადგილას მხოლოდ საწყისი ეტაპები შეინიშნება, ზოგან კი უკვე ტყის ფორმა ყალიბდება.

2.2. კვლევის ადგილი

ჩვენი კვლევის ფარგლებში, იმისათვის რომ შეგვედარებინა მცენარეთა სახეობრივი შემადგენლობა და მრავალფეროვნება, არყნარი ტყის აღდგენის სხვადასხვა სტადიაზე და ასევე, შეგვეფასებინა ტყის დაზიანების ხარისხი და ადამიანის ზემოქმედების შედეგები, შევარჩიეთ ხუთი ჰაბიტატის ტიპი ყაზბეგის მუნიციპალიტეტში (სურ. 2. 3.).



სურ. 2. ცენტრალური კავკასიონი, ყაზბეგის რეგიონი. ჩვენი კვლევის ადგილები.

ჰაბიტატის პირველ ტიპად შევარჩიეთ სუბალპური არყნარის ბუნებრივი აღდგენის სასტარტო ეტაპი. ეს გახლდათ მეორადი სუბალპური მდელო, სადაც მოხდა ტყის აღდგენის პროცესის დაწყება და მას ჩვენ ვუწოდეთ პიონერული სუქცესიური სტადია (Pioneer succession - PS). ჰაბიტატის ეს ტიპი ჩვენ შეგხვდა ყაზბეგის შემოგარენში, რამდენიმე ადგილას და აღვწერეთ (ცხრილი. 2). ერთი მათგანი მდებარეობდა ყუროს ქედის ჩრდილოეთ მაკროფერდობზე, ელიას ტყის ზემოთ დაქანებულ ფერდობზე (1971-2078 მ). იგივე ჰაბიტატის ტიპის რამდენიმე ნაკვეთი აღვწერეთ აგრეთვე სოფელ ვარდისუბანთან ჩრდილოეთი ფერდობზე (1946-1973 მ), სადაც ოდესღაც ყოფილა არყნარი და ახლა აქტიურად მიმდინარეობს ტყის რეგენერაციის პროცესი. მესამე ადგილი, პიონერული სუქცესიის ნაკვეთების აღსაწერად, შევარჩიეთ გერგეთში, სამების ეკლესიის მოპირდაპირე ფერდობზე (2107-2226 მ), ჩრდილოეთ ექსპოზიცია. ამავე სუქცესიას მივაკუთვნეთ ართხმოსწყლის ხეობაში აღწერილი რამდენიმე ნაკვეთი (1821-1901მ). ყველა ეს აღნიშნული საკვლევი პლოტი წარმოადგენს 4-5 წლის პიონერულ სუქცესიებს, ყოფილ სათიბ-სამოვარ მდელოებს, ჩრდილოეთ-ექსპოზიციის დახრილ ფერდობს (15-35°), სადაც მცენარეული საფარი 70%-დან 95%-მდეა და ადგილი აქვს ტყის

ელემენტების დამკვიდრებას. არყის ხის აღმონაცენებისა და ზოგიერთი ბუჩქოვანი მცენარესთან ერთად გვხვდება ბევრი ისეთი ბალახოვანი სახეობაც, როგორიცაა: *Anemone fasciculata*, *Calamagrostis arundinacea*, *Daphne glomerata*, *Dolichorrhiza caucasica*, *Leontodon hispidus*, *Lotus caasicus*, *Salix kazbekensis*, *S. kuznetzowii*, *Bettonica macrantha*, *Trifolium canescens*, *Vaccinium myrtillus*, *Veratrum lobelianum* და სხვა.

ცხრილი. 2. კვლევის ადგილები, შესწავლილი ჰაბიტატის ტიპები, გარემოს მახასიათებლებით.

ჰაბიტატის ტიპი	ადგილი	კოორდინატები	სიმაღლე	ექსპოზიცია	PH	დახრილობა°	ქვების პროცენტი %	კრიპტოგამები (სმ)
PS	სტეფანწმინდა მთა.ელია	N42°.57'/66' E44°.57'/66'	2030±104.26	N	5.6±0.43	33.25±6.54	6.05±6.19	4.83±4.07
LS	გერგეთი, სამეზა	N42°.59'/66' E44°.57'/61'	2098.2±148.35	N	5.44±0.55	25±8.4	4.9±5.12	5.1±2.55
CS	V. Gergeti, Lifu forest	N42°.66' E44°.61'/62'	2098.35±43.02	N	5.47±0.2	24.5±7.4	0.0	9.3±6.83
DS	სტეფანწმინდა	N42°.64' E44°.64'	1850.75±19.92	NW	5.43±0.25	38±6.36	0.6±2.26	8±4.79
TE	მთა. ყაზბეგი	N42°.66' E44°.58'/60'	2536.2±70.43	N	4.9±0.37	40.5±8.87	1.475±2.02	4.45±2.52

მეორე ჰაბიტატის ტიპად შევარჩიეთ დროებითი ტყის (Logical succession - LS) სუქცესიური სტადია 3-5 მ სიმაღლის არყის ხეებით, ჩრდილოეთის ექსპოზიცია. სულ 20 ნაკვეთი აღვწერეთ ამ ჰაბიტატისათვის, რომელთაგან 10 მდებარეობს სოფელ ვარდისუბანთან (1910-2000 მ), რვა მათგანი - გერგეთში სამეზის ეკლესიის უკან, საბერძნის გზისკენ, სადაც ტყის აღდგენის პროცესი მიმდინარეობს 1990-იანი წლებიდან და ბოლო 10 წლის მანძილზე დაიფარა 2-3 მ სიმაღლის არყის ხეებით (2169-2276 მ), ხოლო დანარჩენი ორი კი სამეზის მოპირდაპირე მხარეს ფერდობზე (2194-2221 მ). ჰაბიტატის ამ ტიპზე შეინიშნება საკმაოდ მაღალი რიცხვი არყის ხეების. მცენარეული

დაფარულობის პროცენტი მერყეობს 60%-დან 90%-მდე. ტყის ბუნებრივი აღდგენის ამ სტადიაზე უკვე ჩნდება ტყის ელემენტები და სხვა სახეობებთან ერთად გვხვდება: *Salix kazbekensis*, *S. kuznetzowii*, *Sorbus caucasigena*, *Veratrum lobelianum* და სხვა.

შემდეგი ჰაბიტატის ტიპს წარმოადგენს კლიმაქსური სტადიის სუბალპური არყნარი, ჩრდილოეთის ექსპოზიცია (Climax succession - CS). ამ ჰაბიტატის ტიპისათვის მოხდა 20 ადგილის აღწერა "ლიფუს" ტყეში (1984-2166 მ), რომელიც ხატის ტყეს წარმოადგენს და ხელშეუხებელია, ანუ არ შეიმჩნევა მასზე ანთროპოგენური ზემოქმედება. მცენარეული საფარი (გარდა არყის ხისა) განისაზღვრება 70%-75%-ით და წარმოდგენილია შემდეგი სახეობებით: *Aconitum nasutum*, *A. orientale*, *Daphne mezereum*, *Geranium sylvaticum*, *Platanthera chlorantha*, *Polygonatum verticillatum*, *Primula amoena*, *Pyrola media*, *Rubus saxatilis*, *Sorbus caucasigena*, *Swertia iberica*, *Veratrum lobelianum* და სხვა.

მოხდა ასევე დეგრადირებული ტყის შესწავლა (Deforested birch forest-DS), რომელიც მდებარეობს დაბა სტეფანწმინდის მახლობლად, ყუროს ქედსა და სოფელ სნოს შორის და ცნობილია, როგორც "არეშისთავი", ექსპოზიცია ჩრდილო-აღმოსავლეთის (1832-1865 მ). წლების განმავლობაში მიმდინარეობდა ამ ტყის ჩეხვა და საკმაოდ თვალსაჩინოა მასზე ანთროპოგენური ზემოქმედების უარყოფითი კვალი. ჰაბიტატის ამ ტიპისათვისაც მოხდა 20 ნაკვეთის აღწერა. აქ არყის ხეები გაცილებით დაბალია, ვიდრე კლიმაქსურ არყნარში. ქვეტყეს ქმნის ბალახეული მცენარეები, მიწის დაფარულობა მათ მიერ შეადგენს 90%-ს, სადაც ძირითადად დომინირებს: *Bromopsis variegata*, *Campanula biebersteiniana*, *Carum caucasicum*, *Heracleum roseum*, *Nardus stricta*, *Primula amoena*, *Viola caucasica* და სხვა.

ჰაბიტატის შემდგომ ტიპს მიეკუთვნება ტყის ზედა საზღვარის ეკოტონის მაქსიმალური ზედა ზღვარი, რომელსაც ეწოდება ცალკეული ხის გავრცელების საზღვარი (Treeline climax succession – TE). არყის ხის სიმაღლე არის 2-3 მ, თუმცა მათი ასაკი დიდია და არ გავს დროებით სუქცესიურ ტყეს (2456-2660 მ). ხეებს შორის იზრდება დეკას (*Rhododendron caucasicum*) ბუჩქები, რომელიც წარმოქმნის სუბალპურ ბუჩქნარს მიწაზე განთხმული ტოტეებით და ქმნის ძლიერ შეკრულ საფარს. გარდა ამისა, აქ არსებულ მცენარეულ შემადგენლობას ქმნის ისეთი სახეობები, როგორიცაა:

Carex tristis, *Empetrum caucasicum*, *Gentiana pyrenaica*, *Luzula pseudosudetica*, *Poa alpina*, *Salix kazbekensis*, *Sorbus caucasigena*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea* და სხვა.



სურ. 3. ყაზბეგის რეგიონი. კვლევის ადგილები: 1. პიონერული სუქცესიების ნაკვეთები ელიაზე. 2. გაჩეხილი ტყე "არეშისთავი". 3. დროებითი ტყის ლოგიკური სუქცესიის ნაკვეთები სამების ეკლესიასთან. 4. კლიმაქსური სუბალპური არყნარი ტყე, გერგეთი. 5. ტყის ზედა საზღვარი, მყინვარწყვერთან ახლოს.

2.3.საველე კვლევა

თითოეული ჰაბიტატის ტიპისათვის მოხდა 20 ნაკვეთის გაანალიზება (ყოველი მათგანი იყო 25მ², სულ აღიწერა 100), სახეობათა სიხშირისა და მრავალფეროვნების

მიხედვით. შესასწავლი პლოტები მდებარეობდა 1822-დან 2660 მეტრზე ზღვის დონიდან, მხოლოდ ჩრდილოეთ ექსპოზიციის ფერდობებზე (სურ. 3. ცხრილი. 2).

ყოველი აღნიშნული ნაკვეთისათვის განისაზღვრა შემდეგი მახასიათებლები: სიმაღლე ზღვის დონიდან, კოორდინატები დეციმალურ გრადუსში (განისაზღვრა GPS Garmin *eTrex*-ის გამოყენებით), ექსპოზიცია, დახრილობა, პროცენტული დაფარულობები: ჭურჭლოვანი მცენარეების, ლიქენების, ხავსების, ქვების, შიშველი მიწის და საფენის. მცენარეული დაფარულობა განისაზღვრა, როგორც მიწის პროექციული დაფარულობა, როგორცაა ხეების, ბუჩქების ბალახოვნების და სხვათა პროცენტული განსაზღვრა კონკრეტული საკვლევ ნაკვეთისათვის. თითოეულ ნაკვეთში განისაზღვრა სახეობების საერთო რიცხვი ფართის ერთეულზე, რასაც ეწოდება სახეობის სიმდიდრე. სახეობის პროექციული დაფარულობა პროცენტული მაჩვენებლით. 2-3 მ-მდე სიმაღლის ხის დაფარულობა განისაზღვრა, როგორც პროექციული დაფარულობა, ხოლო 3 მ-ზე მაღალი ხის დაფარულობა განისაზღვრა, როგორც ბაზალური დაფარულობა (ზროს ფართობების ჯამი მკერდის სიმაღლეზე) ტყის ქვედა ბალახოვან იარუსთან ერთად.

ასევე განისაზღვრა მცენარეული საფარის სიმაღლე, იარუსების მიხედვით. კონკრეტულად კი ხეების, ბუჩქების, ბალახების.

სახეობათა იდენტიფიცირება

მცენარეთა სახეობების იდენტიფიცირება მოხდა „საქართველოს მცენარეების სარკვევის“ I და II ტომების (1964-1969) და „საქართველოს ფლორის“ I-XVI ტომების (1970-2011) მიხედვით. მცენარეთა სასიცოცხლო ფორმები დადგინდა რაუნკიერის კლასიფიკაციის მიხედვით (Raunkier, 1934).

მცენარეთა პროექციული დაფარულობა

თავდაპირველად განისაზღვრა და შედგა სახეობათა სრული ნუსხა, ყოველი შესწავლილი ნაკვეთისათვის, რის შემდეგაც განისაზღვრა მცენარეთა პროექციული დაფარულობა, რაც გულისხმობს იმას, რომ ვიზუალური დაკვირვების შედეგად, ყველა სახეობას მიენიჭა გარკვეული პროცენტული მაჩვენებელი (Frey & Lösch, 2004; PerezHarguindegug, 2013).

მცენარეთა მრავალფეროვნების (სახეობათა სიმდიდრე, თანაბრობა და შენონის ინდექსი) განსაზღვრა

სიმდიდრე არის სახეობათა რიცხვი შესასწავლ ნაკვეთზე. რაც მეტია სახეობების რიცხვი, მით „მდიდარია“ ნაკვეთი. სახეობის სიმდიდრის განსაზღვრისას მხედველობაში არ მიიღება ინდივიდების რიცხვი, რომლითაც თითოეული სახეობაა წარმოდგენილი. სახეობათა სიმდიდრის განსაზღვრისას მნიშვნელობა იმას ენიჭება, თუ ფართობის რა ერთეულს ავიღებთ შეფასებისას.

შენონის ინდექსი ეფუძვნება ინფორმაციულ თეორიას. იგი ზომავს წესრიგს (ან მოუწესრიგებლობას) მოცემული სისტემის შიგნით. გამოითვლება პროცენტული დაფარულობიდან და შესაძლოა მისი ტრანსფორმაცია ბრაუნ-ბლანკეს სქემიდან.

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i) (\log_2 p_i)$$

სადაც H' = სახეობის მრავალფეროვნების ინდექსი, S = სახეობების რიცხვი, p_i = მოცემული i სახეობის დაფარულობის პროცენტული წილი საერთო დაფარულობაში.

თანაბრობა (ევენესი) გამოსახავს განსხვავებული სახეობების ფარდობით სიმრავლეს, რომელიც ქმნის ტერიტორიის სიმდიდრეს. რაც მაღალია სახეობის სიმდიდრე და ევენესი, მით მეტია მრავალფეროვნება.

$$E_f = H/H_{\max} = H/\ln S$$

ევენესი მეტია იქ, სადაც სხვადასხვა სახეობის ინდივიდების რიცხვი დაახლოვებით თანაბარია.

2.4. ცის ექსპოზიციის განსაზღვრა

ცის ექსპოზიცია (sky exposition) არის კონკრეტული ადგილის ზემოთ, 180°-იანი კუთხით განსაზღვრული ცის გახსნილი ნაწილის პროცენტი, საიდანაც მზის სხივი ეცემა ნიადაგის ზედაპირს. მისი ანალოგიური ცნება არის მცენარეულობის გახსნილობა (canopy openness), რომელიც უფრო მისაღებია ტყის ეკოსისტემისთვის, სადაც ცას ნიადაგის ზედაპირიდან ძირითადად მცენარე ფარავს, თუმცა, ამ მხრივ, ფერდობის ტოპოგრაფია ასევე დიდ როლს ასრულებს, როგორც ტყეში, ისე ალპურ ზონაში, სადაც მცენარეულობის სიმაღლე უმნიშვნელოა. ამიტომ ჩვენ ვიყენებთ ტერმინს - ცის ექსპოზიცია, როგორც ჰაბიტატის განათებულობის ზოგად მაჩვენებელს, რომელიც გავლენას ახდენს მის მიკროკლიმატზე, კერძოდ განსაზღვრავს ტემპერატურას და ტენიანობას.

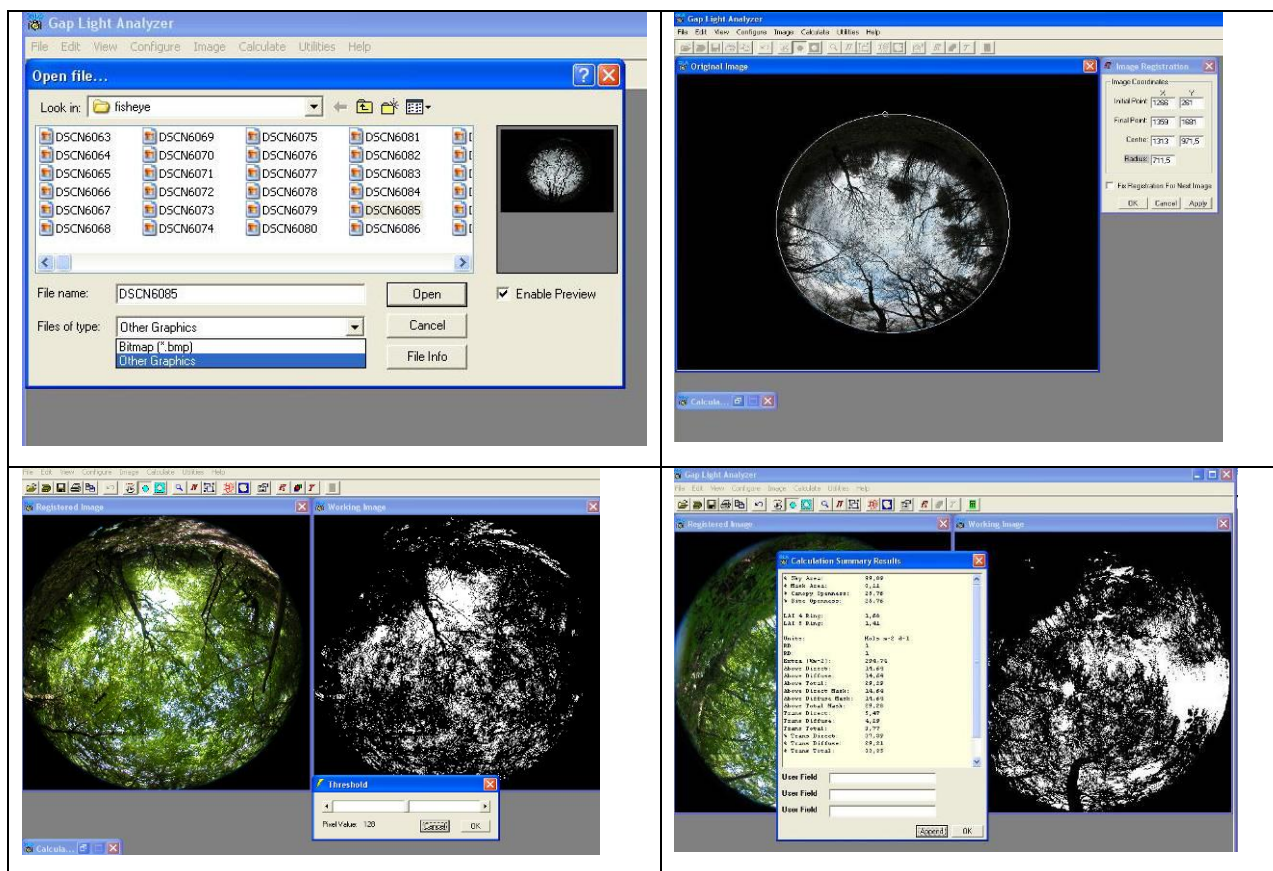
ცის ექსპოზიციის განსაზღვრისთვის ვიყენებდით სპეციალურ ლინზას - ”თევზის თვალს” (Fisheye), რომელიც 180°-იანი კუთხით იღებს გარემოს (სურ. 4.ა). ფოტოების გადაღება ხდებოდა დიგიტალური ფოტოაპარატის Nikon CoolPix 5000-ის საშუალებით. გადაღების დროს ვწვებოდით მიწაზე, ფერდობის დახრილობის პარალელურად (სურ. 4.ბ. გადაღება ხდება ალპურ მდელოზე).



სურ. 4. ა. თევზის თვალის ლინზა. ბ. ცის ექსპოზიციის განსაზღვრელი ფოტოს გადაღება.

გადაღებულ ფოტოს ვამუშავებდით სპეციალური კომპიუტერული პროგრამით ”Gap Light Analyzer”. მისი საშუალებით ჩვენ შეგვიძლია გამოვითვალოთ ცის

ექსპოზიცია. ფოტოს ვხსნით პროგრამაში (სურ.5.ა); მოვნიშნავთ არეს (სურ.5.ბ), ვაორმაგებთ ამ სურათს და მეორე სურათი გადაგვაქვს შავ-თეთრ გამოსახულებაში (სურ.5.გ), ვაკეთებთ გამოთვლას და ვადგენთ ზღვრულ მაჩვენებელს განათებულ და ბნელ არეს შორის (სურ.5.დ).



სურათი. 5. ა,ბ,გ,დ. კომპიუტერული პროგრამა "Gap Light Analyzer"-ში ცის ექსპოზიციის რიცხვობრივი მაჩვენებლის გამოთვლის პროცესი.

2.5. *Primula* (ფურისულა) -ს გვარის ზოგადი მიმოხილვა

ოჯახი Primulaceae (ფურისულასებრნი) დაახლოებით 30 გვარს და 1000 სახეობას აერთიანებს, რომლებიც ფართოდაა გავრცელებული დედამიწაზე. მათი დიდი ნაწილი (500-მდე სახეობა) იზრდება ჩრდილოეთ ნახევარსფეროს ზომიერ სარტყელში (Whale, 1983; 1984).

ოჯახი Primulaceae-ს ყველაზე დიდი და ცნობილი გვარია *Primula* (ფურისულა), რომელიც ამჟამინდელი მონაცემებით 425 სახეობას მოიცავს. მათი უმეტესობა, 300 სახეობა კონცენტრირებულია ჰიმალაისა და დასავლეთ ჩინეთში. ევროპაში იზრდება 33 სახეობა და სამხრეთ ამერიკაში მხოლოდ - 20 (Whale, 1983; 1984). საქართველოში ოჯახი Primulaceae 7 გვარითა და 46 სახეობითაა წარმოდგენილი. მათგან 21 სახეობა გვარ *Primula*-ს მიეკუთვნება (გაგნიძე, 1999).

ფურისულას სახეობები განსხვავებულ ჰაბიტატებს იკავებს, რომელთა შორისაა ზღვის ქვიშიანი სანაპიროები, უდაბნო, ტყე, ბუჩქნარი, არიდული ფერდობები, ტენიანი და მაღალმთის მდელოები და სხვ. მაგ. *P. verticillata* ნანახია არაბეთის უდაბნოს ფრიალო კლდეებზე. მაშინ, როცა *P. egaliksensis* არქტიკაში წყლით დაფარულ მდელოებზე იზრდება, *P. malacoides* კი გავრცელებულია ნაირბალახოვან სუბალპურ მდელოებზე, როგორც სარეველა (Whale, 1983, 1984).

საქართველოში გავრცელებული სახეობებიდან *P. juliae* (კავკასიის ენდემი) იზრდება ტენიან კლდეებზე ტყის სარტყელში.

ტყეებში, ტყის პირებზე და ბუჩქნარებს შორის, ზღვის დონიდან მთის ქვედა ან შუა სარტყლამდე იზრდება - *P. abchasica* (კავკასიის ენდემი), *P. komarovii*, *P. megaseifolia*, *P. saguramica* (საქართველოს ენდემი), *P. woronowii* (კავკასიის ენდემი);

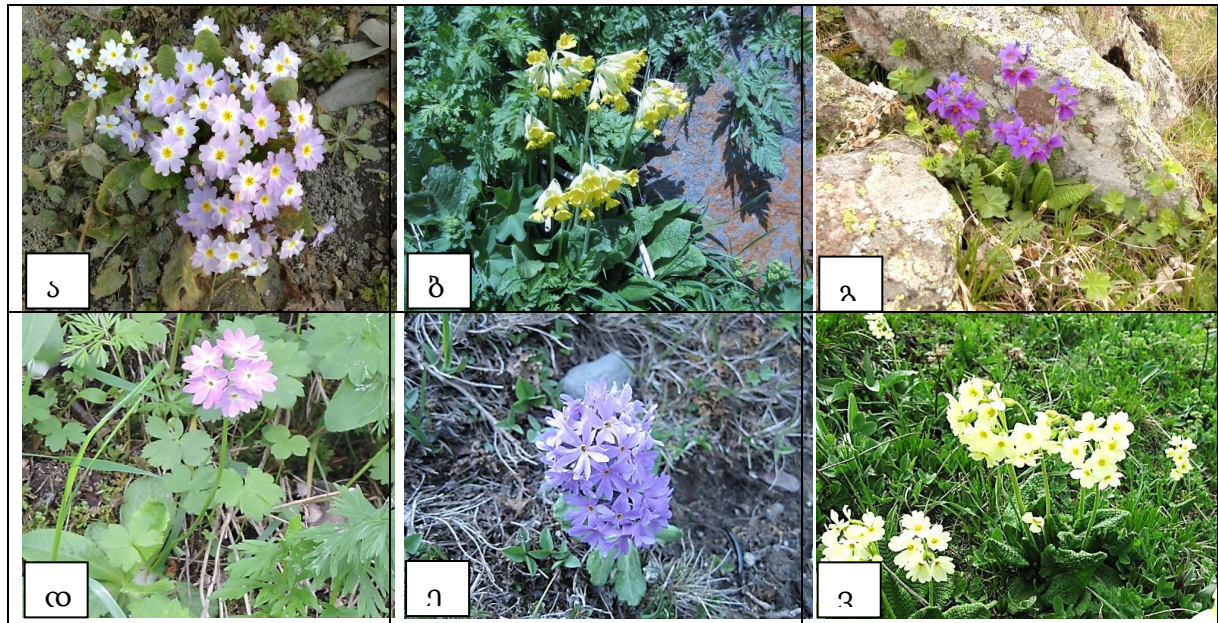
ტყის ზონიდან სუბალპურ სარტყლამდე აღწევს - *P. macrocalyx*, *P. sibthorpii*, *P. vulgaris*.

სუბალპურ ტყეში და ალპურ მდელოებზე იზრდება *P. amoena* (კავკასიის ენდემი), *P. pseudoelator* (კავკასიის ენდემი), *P. pallasii*, *P. ruprechtii* (კავკასიის ენდემი), *P. luteola* (კავკასიის ენდემი).

მხოლოდ სუბალპურ და ალპურ მდელოებზე და ნაშალზე გვხვდება - *P. algida*, *P. bayernii* (კავკასიის ენდემი), *P. cordifolia* (კავკასიის ენდემი), *P. darialica* (კავკასიის ენდემი), *P. farinifolia* (კავკასიის ენდემი), *P. kusnetzovii* (კავკასიის ენდემი), *P. meyeri* (კავკასიის ენდემი).

სრულიად განსხვავებულ ჰაბიტატს იკავებს *P. auriculata*, რომელიც იზრდება ნაკადულების ნაპირზე, ხევების ტენიან ფერდობებზე, სუბალპურ და ალპურ

დაჭაობებულ მდელოებზე.



სურათი. 6. ფურისულას საკვლევი სახეობები: ა. *Primula woronowii* Losinsk.; ბ. *P. macrocalyx* Bunge; გ. *P. amoena* M. Bieb.; დ. *P. algida* Adams; ე. *P. auriculata* Lam. ვ. *P. cordifolia* Rupr.

2.5.1. ფურისულას რეპროდუქციული ბიოლოგიის კვლევა

ყველა შესწავლილი სახეობისთვის: 1. ვარჩევდით პოპულაციას და ვაკეთებდით მის ზოგად აღწერას: GPS-ით კორდინატების აღება; ზღვის დონიდან სიმაღლის დადგენა; ექსპოზიციის განსაზღვრა; ფერდობის დახრილობის განსაზღვრა; ჰაბიტატის ზოგადი აღწერა; მცენარეულობის დაფარულობა, თანასაზოგადოების სახეობრივი შემადგენლობა. 2. კვლევისთვის შემთხვევითად ვარჩევდით 1მ² ფართობს (სულ 20-ს ერთი კვლევის ადგილისთვის) და პირველ რიგში ვიღებდით ფოტოს ”თევზის თვალის”

ლინზით. შემდეგ ვსაზღვრავდით ამ ფართობზე შესასწავლი სახეობის ინდივიდთა რიცხვს.

ჰაბიტატის დეგრადაციის გავლენა თესლწარმოქმნის პროცესზე, გარდა სუბალპურ არენარში მოზარდი *P. amoena*-სი, შესწავლილი იქნა ასევე *P. woronowii* -ის მაგალითზე, რომელიც საქართველოში გავრცელებული ფურისულას სახეობებიდან ყველაზე დაბურულ, მუხნარ-რცხილნარ ტყეში იზრდება. აღნიშნულ სახეობაზე დაკვირვება განხორციელდა კახეთში, ყვარლის რ-ნი, სოფ. შილდის მიმდებარედ, კვლევისათვის შერჩეული იყო 3 ადგილი (ნეკრესი, უძირო, იბუჯა).

P.amoena-სა და *P.woronowii*-ის შემთხვევაში ხდებოდა დაკვირვება მცენარის ზომებსა და რეპროდუქციულ პროცესზე. ვახდენდით ადგილის და ცალკეული მცენარეების ფოტოგრაფირებას. 1მ²-ზე შერჩეულ ფართობზე მოზარდი თითოეული მცენარისთვის ისაზღვრებოდა: ფოთლის სიგრძე, როზეტის დიამეტრი (ორი პარალელური ფოთლის სიგრძე ორიგინალურ მდგომარეობაში); 2. ყვავილის ყუნწის სიგრძე; 3. ყვავილების და ნაყოფების რიცხვი; 4. ნაყოფის გამონასკვის შეფარდება (ნაყოფის საერთო რიცხვი/ყვავილის საერთო რიცხვი).

მასალის დაფიქსირება და შენახვა: ფურისულას ყვავილები და ნაყოფები მოკრეფისთანავე თავსდებოდა ფიქსატორში, რომელსაც წარმოადგენს 70°-იანი ეთილის სპირტი.

ფენოლოგია: ფენოლოგიური სტადიები განისაზღვრა ფურისულა ექვსი სახეობისათვის, რომლებიც განსხვავებული ტიპის ჰაბიტატებში იზრდებოდნენ (სურ. 6; ცხრილი. 3). შემდეგი თანმიმდევრობით: 1. ვეგეტაციური ზრდის პირველი ფაზა, ყვავილობის დაწყებამდე; 2. კოკორი; 3. გახსნილი ყვავილი – დამტვერვის ფაზა, ბუტკოს დინგი დამტვერილია, ან ჯერ არ არის დამტვერილი; 4. დამჭკნარი – იწყება გვირგვინის ფურცლების დაჭკნობის პროცესი, ხორციელდება განაყოფიერების პროცესი, ფორმირდება ზიგოტა და პირველადი ენდოსპერმის ბირთვი; 5. თესლის ფორმირება – გვირგვინის ფურცლები ჭკნება, ნაყოფი იწყებს ზომაში მატებას, მიმდინარეობს ემბრიო- და ენდოსპერმოგენეზი; 6. თესლის მომწიფება – ნაყოფი და ჩანასახი იზრდებიან; 7. თესლის გავრცელება – ნაყოფი იხსნება, თესლი მომწიფებულია და ცვივა; 8.

ვეგეტაციური ზრდის მეორე ფაზა, თესლის გავრცელების შემდეგ იზრდება ფოთლები და ყალიბდება რეპროდუქციული მერისტემა და ყვავილის პრიმორდიუმი. ფენოლოგიური ფაზების ხანგრძლივობა განისაზღვრებოდა თითოეული პოპულაციისთვის.

ცხრილი. 3. ფურისულას საკვლევი სახეობები, გავრცელების ადგილების და ზღვის დონიდან სიმაღლეების მითითებით.

სახეობა	სიმაღლე ზღვის დონიდან (ჩვენი საკვლევი არე)	ჰაბიტატის ტიპი	სახეობის გავრცელება (სიმაღლე ზღ. დონიდან)
<i>Primula woronowii</i> Losinsk. (NE)	416; 495; 500; 577	მუხნარ-რცხილნარი ტყე	400-1000 მ
<i>Primula macrocalyx</i> Bunge	1123; 1133	წიფლნარი ტყე	900-1700 მ
<i>Primula amoena</i> M. Bieb. (NE)	2050; 2105; 2150; 2250; 2778	სუბალპური არყნარი ტყე და სუბალპური მდელო	1800-2300 მ 1800-2800 მ
<i>Primula cordifolia</i> Rupr. (NE)	2073	სუბალპური მდელო	1800-2300 მ
<i>Primula algida</i> Adams	2020; 2045; 2778; 2957	სუბალპური და ალპური მდელო	1800-3000 მ
<i>Primula auriculata</i> Lam.	2240; 2277	სუბალპური ტენიანი მდელო	1800-2300 მ

2.6. მიკროსკოპიული კვლევა

სტერეომიკროსკოპის (Stemi DV4, კარლ-ცაისი, გერმანია) საშუალებით ხდებოდა მასალის ზედაპირული შესწავლა. სინათლის მიკროსკოპის (რაიხერტ-იუნგი, რაიხერტი,

ავსტრია) გამოყენებით ვითვლიდით თესლკვირტების რიცხვს ნასკვში. ამისათვის, თესლკვირტებს ვათავსებდით სასაგნე მინაზე და ზედ ვაწვეთებდით ჰერის ხსნარს, რათა ობიექტი გამჭვირვალე გაგვეხადა (Herr, 1971). ეს უკანასკნელი წარმოადგენს 85%-იანი რძემჟავას, ქლორალჰიდრატის, ფენოლის, მიხაკის ზეთის და ქსილოლის ნარევს პროპორციით - 2:2:2:2:1. ნარევის სინათლის გარდატეხის მაჩვენებელი ობიექტის იგივე პარამეტრის მსგავსია, რის გამოც თესლკვირტი მთლიანად გამჭვირვალე ხდება და შესაძლებელია მისი მიკროსკოპით დათვალიერება. ობიექტი, რომ გამჭვირვალე გახდეს, ამას მცენარის სხვადასხვა სახეობისთვის და ორგანოსთვის განსხვავებული დრო სჭირდება, რაც მასალის თვისებებით და ზომებით არის განპირობებული. ჩვენს შემთხვევაში დაწვეთებისთანავე ვახდენდით მასალის დათვალიერებას. მეთოდის სისწრაფე საშუალებას გვაძლევს მოკლე დროში დავამუშავოთ დიდი რაოდენობით მონაცემები, რაც აუცილებელია მათი სტატისტიკური დამუშავებისთვის. ამასთან, ეს მეთოდი საშუალებას გვაძლევს გადავიღოთ მიკროფოტოები და ამგვარად მოვახდინოთ მასალის დოკუმენტირება.

თესლების რიცხვს ვითვლიდით დამჭკნარი ყვავილის ნაყოფში (ერთი კვლევის ადგილიდან შემთხვევითად აღებული იყო 20 ნაყოფი) და ვადგენდით მათ შორის რამდენი იყო ნორმალური თესლი (ჩანასახი განვითარებულია), ანომალური თესლკვირტი (ჩანასახის პარკი არ არის ჩამოყალიბებული) და აბორტული თესლკვირტი (ჩანასახის პარკი ნორმალურად განვითარებულია, მაგრამ განაყოფიერება არ მომხდარა). ხდებოდა თესლის გამონასკვის შეფარდების დადგენა (თესლის საერთო რიცხვი/თესლკვირტის საერთო რიცხვი). ფარდობითი რეპროდუქციული წარმადობა ითვლებოდა, როგორც ნაყოფის და თესლის გამონასკვის შეფარდებების ნამრავლი.

2.7. მონაცემთა სტატისტიკური ანალიზი

მონაცემთა ანალიზისათვის გამოვიყენეთ რამდენიმე სტატისტიკური პროგრამა, ისეთი როგორიცაა: SPSS v. 22.0, PC-ORD 5.33, Excel, SigmaPlot, Gap-light-analyser.

ერთსაფეხურიანი ვარიანსას ანალიზი სარწმუნოების საშუალო ზღვრული დონით ($p < 0.05$) ANOVA იქნა გამოყენებული იმისათვის, რომ შეგვედარებინა ერთმანეთისათვის ჰაბიტატის ტიპები, გარემოს მახასიათებლებით, სახეობათა დაფარულობითა და მცენარეთა სიმდიდრეებით.

ვარიანსების ტოლობის ვალიდაციისთვის გამოვიყენეთ ტუკის ტესტი (Tukey's honestly significant difference test). პირსონის კორელაციის კოეფიციენტის (r) კალკულაცია მოხდა ბივარიაციული კორელაციური ანალიზით.

სახეობათა სიმდიდრე განისაზღვრა, როგორც ჭურჭლოვან მცენარეთა რიცხვი თითოეულ პლოტზე, რომელიც მიღებული იქნა, როგორც სახეობათა მრავალფეროვნება ყოველი შესასწავლი ჰაბიტატის ტიპისათვის. ასევე, მრავალფეროვნების განსაზღვრა მოხდა შენონის ინდექსის საშუალებით, Shannon–Wiener index ($H' = -\sum P_i \ln P_i$) სადაც p_i = მოცემული i სახეობის დაფარულობის პროცენტული წილი საერთო დაფარულობაში. (Tokeshi, 1993). გარდა ამისა, სახეობრივი მრავალფეროვნების კვლევისათვის გამოყენებული იქნა თანაბრობაც (ევენესი).

მულტივარიაციული ანალიზი ნაკვეთებს შორის განხორციელდა სტატისტიკური პროგრამა PC-ORD 5.32-ის გამოყენებით. ძირითად მატრიქსში გამოისახა ყველა სახეობის დაფარულობა შესწავლილ ნაკვეთებზე. ხოლო, მეორადი მატრიქსი წარმოადგენს გარემოს და სახეობრივი მრავალფეროვნების მახასიათებლებს ყველა ნაკვეთისთვის: სიმდიდრე ზღვის დონიდან, ექსპოზიცია, დახრილობა, დაფარულობა, მცენარეულობის სიმდიდრე, ცის ექსპოზიცია, სახეობის სიმდიდრე, შენონ-ვინერის მრავალფეროვნების ინდექსი, ევენესი. ანალიზის საფუძველზე დადგინდა სახეობების სიხშირე.

პრინციპულ კომპონენტთა ანალიზი ჩატარდა კორელაციის მატრიქსზე დაყრდნობით. მის საფუძველზე განხორციელდა კლასტერული იერარქიული ანალიზი, ევკლიდეს მსგავსების მანძილის გამოყენებით, რომელმაც საშუალება მოგვცა დაგვეჯგუფებინა შესწავლილი ნაკვეთები, მსგავსების მიხედვით. მრავალფეროვნის დისკრიმინანტული ანალიზის საფუძველზე მოხდა წერტილოვან გრაფიკზე ნაკვეთების დაჯგუფება და მათ შორის არსებული მსგავსების შედარება.

სტატისტიკური პროგრამა PC-ORD 5.32-ის გამოყენებით გამოვითვალეთ შენონის მრავალფეროვნების ინდექსი და თანაბრობა, რომლის საშუალებითაც ნათელი გახდა სუქცესიური სერიის მიმდინარეობისას როგორ იცვლება მცენარეთა მრავალფეროვნება. გამოვითვალეთ დომინანტი სახეობის მნიშვნელობა ყველა ნაკვეთზე გავრცელებული სახეობებიდან, რომელიც წარმოადგენს ჯამს - თითოეული სახეობის ფარდობითი სიმჭიდროვის, ფარდობითი სიხშირის და ფარდობითი დაფარულობის. გამოვლენილი მაღალი მნიშვნელობის მქონე სახეობებისთვის განისაზღვრა დაფარულობის მატების პროცენტი სუქცესიური სერიის მიმდინარეობისას.

იმისათვის, რომ დაგვედგინა ჰაბიტატებს შორის კავშირი, ნაკვეთებზე სახეობათა პროცენტული დაფარულობის მიხედვით, რაც წარმოადგენს გვაძლევდა, სახეობრივ შემადგენლობასა და სახეობის სიმდიდრეზე, ჩავატარეთ დისკრიმინანტული (DFA) ანალიზი. პრინციპულ კომპონენტთა ანალიზი (PCA) გამოყენებული იყო, როგორც ძირითადი განმასხვავებელი მახასიათებელი ჰაბიტატის ტიპებს შორის.

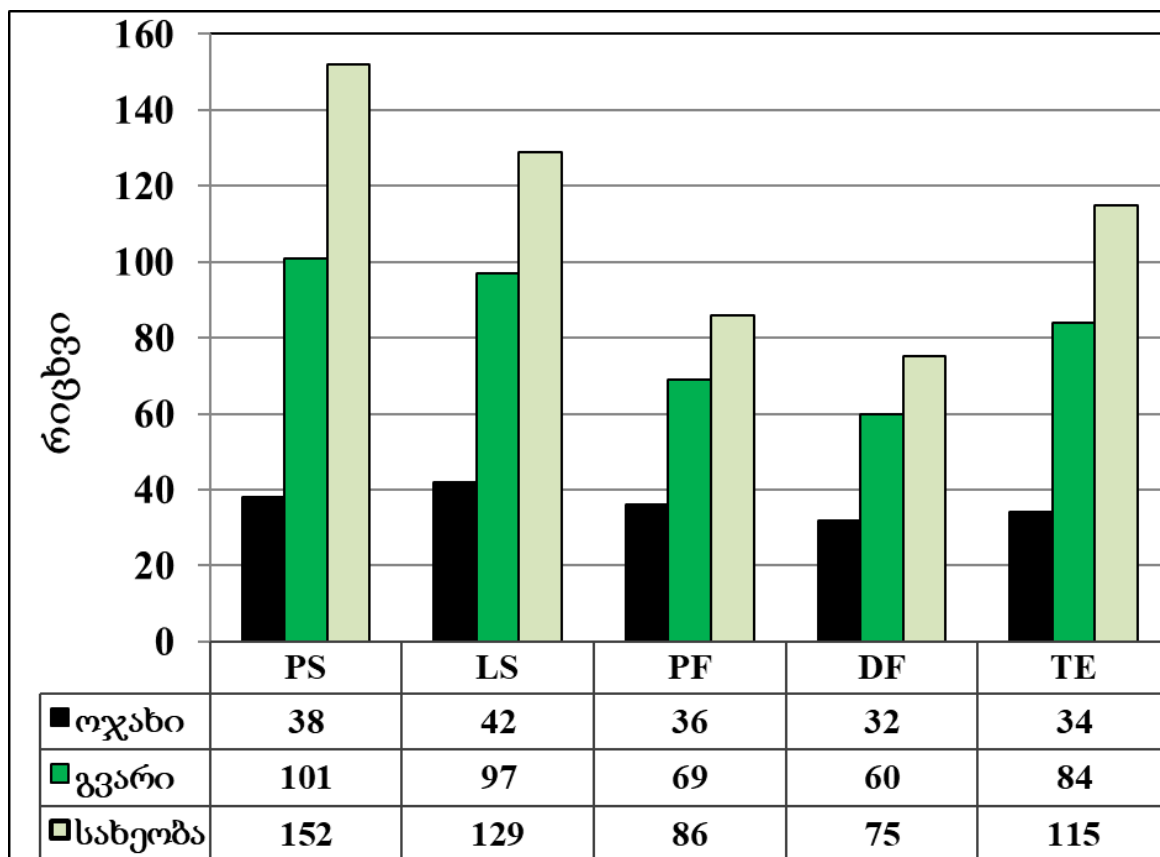
წინა ანალიზების მსგავსად, PC-ORD 5.33-ში განხორციელდა მრავალღერძიანი ორგანოზომილებიანი ორდინაციული ანალიზი (DCA). სადაც სახეობების დაჯგუფება მოხდა მრავალღერძიანი ორდინაციული მეთოდით ღერძებზე და დაუკავშირდა გარემოს ისეთ მახასიათებლებს, როგორიცაა: სიმაღლე ზღვის დონიდან, ექსპოზიცია, დახრილობა, სახეობის სიმდიდრე, ევენესი, შენონ-ვინერის ინდექსი, მცენარეულობის სიმაღლე.

ჩავატარეთ ინდიკატორ სახეობათა გამოვლენის ანალიზი (Dufrene & Legendre, 1997). ესეც პროგრამა PC-ORD 5.33-ში. სადაც გამოვლინდა ინდიკატორი სახეობების ინდექსი ჰაბიტატის ყველა ტიპისათვის.

თავი 3. შედეგები

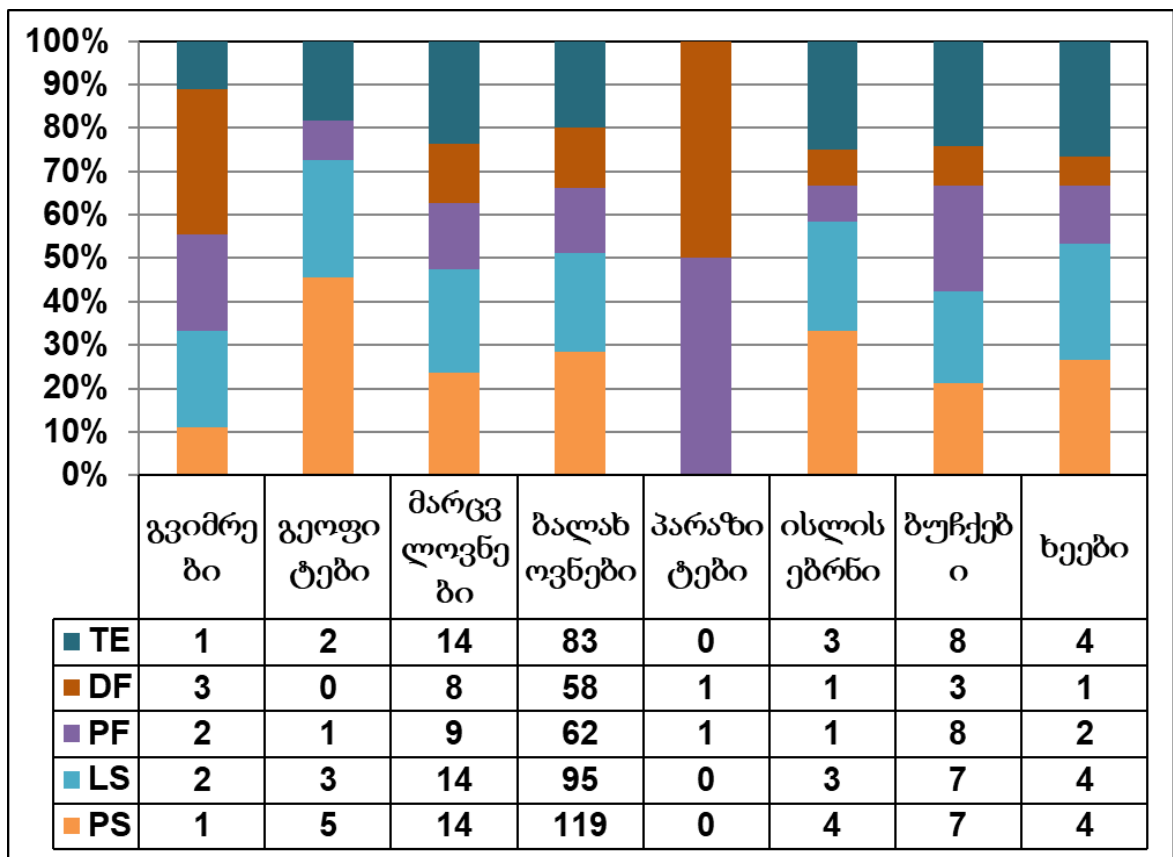
3.1. საკვლევი ჰაბიტატის ტიპების მცენარეული შემადგენლობა

ჩვენი კვლევის შედეგებმა აჩვენა, რომ სუბალპური არყნარის სხვადასხვა ჰაბიტატის ტიპში, მცენარეთა სახეობრივი შემადგენლობა და მრავალფეროვნება საკმაოდ ვარიირებს (დანართი. 1). მოცემულ 100 საკვლევ ნაკვეთზე, რომლებსაც აერთიანებდა 5 ჰაბიტატის ტიპი, მოხდა ჭურჭლოვან მცენარეთა სულ 50 ოჯახის, 143 გვარისა და 243 სახეობის აღწერა. დომინანტი ოჯახი არის Asteraceae, რომლებიც წარმოდგენილია 30 სახეობით; Fabaceae – 25 სახეობით; Poaceae – 21 სახეობით; Caryophyllaceae – 15 სახეობით; Apiaceae – 12 სახეობით; Rosaceae – 11 სახეობით. სახეობათა რიცხვი მერყეობს 15-დან -48-მდე საკვლევი ადგილისთვის, ხოლო 75- დან 152-მდე ჰაბიტატის ტიპისათვის (გრაფ.2).



გრაფიკი. 2. სახეობების, გვარებისა და ოჯახების რიცხვი ყოველი შესწავლილი ჰაბიტატის ტიპისათვის (PS-პიონერული სუბცესიური სტადია; LS-ლოგიკური სუბცესიური სტადია, PF-კლიმაქსურ არყნარი, DF-დეგრადირებული ტყე, TE-ტყის ზედა საზღვარი)(N=100).

გამოიკვეთა რამდენიმე სახეობა, რომელიც აღწერილია ყველა შესასწავლ ჰაბიტატის ტიპის უმრავლეს ნაკვეთებზე, ესენია: *Agrostis planifolia*, *Alchemilla rigida*, *Anemone fasciculata*, *Avenella flexuosa*, *Bettonica macrantha*, *Betula litwinowii*, *Calamagrostis arundinacea*, *Campanula collina*, *Festuca ovina*, *Hieracium* × *pannoniciforme*, *Geranium sylvaticum*, *Lapsana grandiflora*, *Ranunculus caucasicus*, *Vicia variabilis*. (დანართი). რაც შეეხება სასიცოცხლო ფორმებს. მათი რაოდენობა განსხვავებული ჰაბიტატის ტიპებს შორის (გრაფ. 3.).



გრაფიკი. 3. სახეობათა სასიცოცხლო ფორმების (გვიმრები, გეოფიტები, მარცვლოვნები, ბალახები, პარაზიტები, ისლისებრნი, ბუჩქები, ხეები) რაოდენობები შესწავლილი ჰაბიტატის ტიპებისათვის (PS-პიონერული სუბცესიური სტადია; LS-

ლოგიკური სუქციესური სტადია, PF-კლიმაქსურ არყნარი, DF-დეგრადირებული ტყე, TE-ტყის ზედა საზღვარი) (N=100).

სახეობათა ყველაზე დიდი მრავალფეროვნება, განსაკუთრებით ბალახოვანი მცენარეებისა, გამოიკვეთა ღია ჰაბიტატის ტიპებში - პიონერული სუქცესიური სტადიასა და ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონში.

ჩვენს საკვლევ ჰაბიტატებში ხემცენარეების შემდეგი სახეობები გვაქვს წარმოდგენილი: ორი სახეობის არყი (*Betula litwinowii* და *B. raddeana*) არადეგრადირებულ კლიმაქსურ არყნარ ტყეში გამოიკვეთა ხეების ორი სახეობა: *Betula litwinowii* და *Salix caprea*. ტყის კიდეებში გვხვდება მთრთოლავი ვერხვი (*Populus tremula*), მდგნალი (*Salix caprea*) და ცირცელი (*Sorbus caucasigena*), ეს უკანასკნელი უფრო მაღალ სიმაღლეებში ვრცელდება. ასევე ერთეული სახით ვხვდებით ფიჭვსაც (*Pinus kochiana*), რომელიც ბუნებრივად კლდოვანი ჰაბიტატების სახეობას მიეკუთვნება, მაგრამ დარგულია იქ, სადაც იყო და შემდეგ გადაიწვა ტყეები და ახლა შერეული სახითაა არყნარში. ქართული მუხა (*Quercus iberica*) ძირითადად გაქრა, რადგან მას ინტენსიურად იყენებდნენ საწვავად. ამჟამად მუხის ზოგიერთი ინდივიდი აღდგენილია და დაცულია კლიმაქსურ არყნარში, სამების ეკლესიასთან ახლოს.

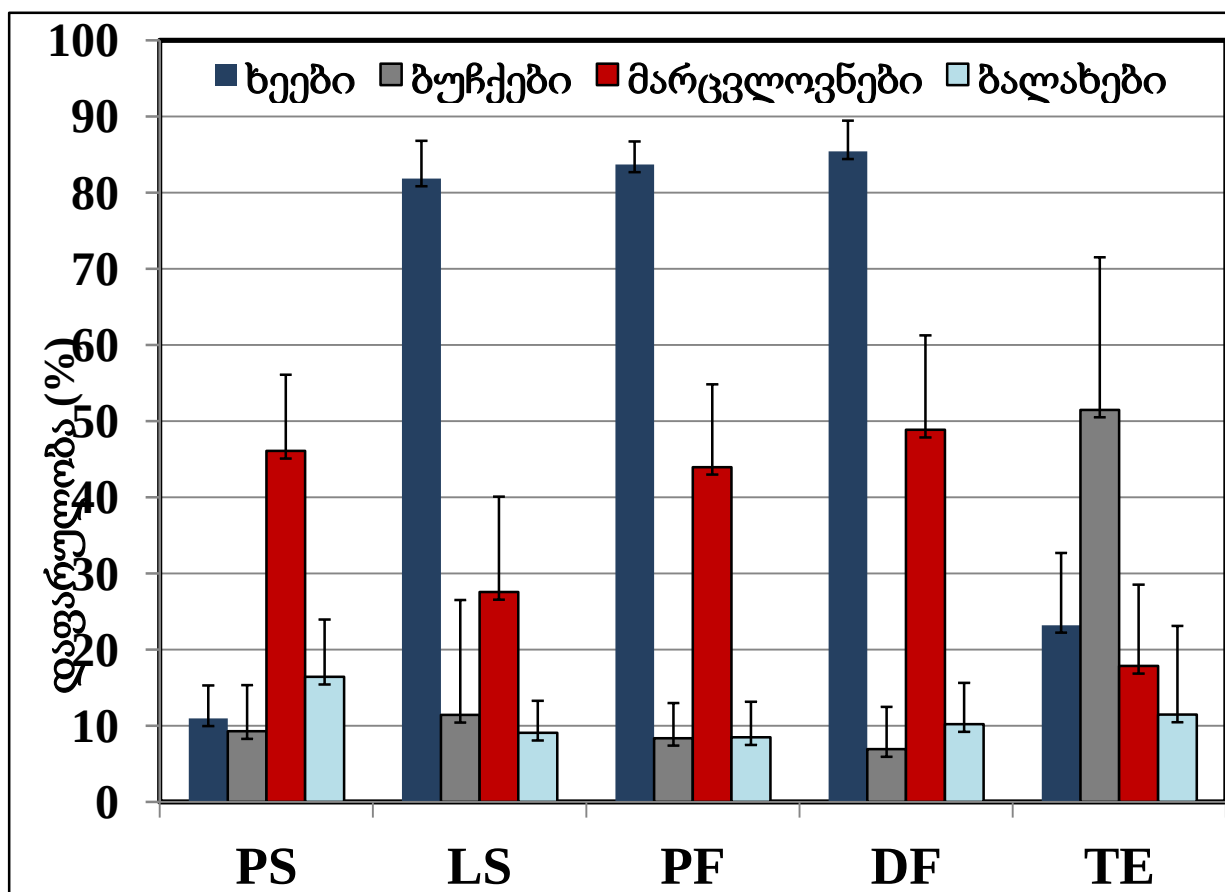
რაც შეეხება პიონერულ სუქცესიურ სტადიას (PS), სადაც იწყება ტყის აღდგენის პროცესი, პირველად ამოდის არყის ხის აღმონაცენები და მასთან ერთად კიდეც სხვა, სამი სახეობის ხე (*Salix caprea*, *S. kazbekensis*, და *S. Kuznetzowii*), რომელთაც ვხვდებით ასევე ლოგიკურ სუქცესიურ სტადიაზეც. ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონში კი იზრდება ასევე არყის ორ სახეობა, მდგნალის ყველა აღნიშნულ სახეობა და ცირცელი (*Sorbus caucasigena*).

რაც შეეხება ბუჩქებს, რამდენიმე სახეობა ჩნდება მეორად სუბალპურ მდელოზე, სადაც იწყება არყნარი ტყის ბუნებრივი აღდგენის პროცესი. 1-2 წლიანი არყის ხის აღმონაცებთან ერთად აქ გვხვდება 3-5 წლის ბუჩქები, ისეთები, როგორიცაა: *Daphne glomerata*, *Vaccinium myrtillus*, *Rhododendron caucasicum*, *Rosa spp.*, და *Rubus spp.* ზოგადად, ეს მცენარეები არ იზრდება საძოვარ მდელოებზე.

გვიმრებიდან, სუბალპურ არყნარში, ვხვდებით სამ სახეობას, ესენია: *Asplenium septentrionale*, *Dryopteris filix-mas*, და *D. Oreades*. ხოლო *Polystichum lonchitis* და *Botrychium lunaria*. ისინი ვრცელდება მეორად საძოვარ მდელოებსა და ტყის ზედა საზღვარზე.

3.2. ჰაბიტატის ჰორიზონტალური და ვერტიკალური სტრუქტურა

მცენარეების პროცენტული დაფარულობის კვლევის დროს გამოვლინდა მსგავსება ტყისა და გახსნილ ჰაბიტატებს შორის (ცხრილი. 3) და გვიჩვენა უარყოფითი კორელაციური დამოკიდებულება ღია, შიშველ მიწასთან ($r = -0.79$; $P < 0.00001$). ხოლო რაც შეეხება ხეების ვარჯის შეკრულობას ტყის ჰაბიტატებში, ასევე ბუჩქების, ბალახების და მარცვლოვნების პროექციულმა დაფარულობამ, მოგვცა საკმაოდ დიდი განსხვავება ჰაბიტატებს შორის (ცხრილი. 3; გრაფ. 4). პიონერულ სუქცესიურ სტადიაზე ხეების ყველაზე დაბალი პროცენტული დაფარულობა გამოვლინდა. აღნიშნული მაჩვენებელი საკმაოდ გაიზარდა ლოგიკურ სუქცესიურ სტადიაზე, ხოლო რაც შეეხება ცის გახსნილობის მაჩვენებელს, იგი დაახლოვებით მსგავსი იყო სუბალპურ არყნარ ტყესთან (ცხრილი. 3). გამოვლინდა უარყოფითი კორელაციური დამოკიდებულება ცის ექსპოზიციასა და ხეების პროცენტულ დაფარულობას შორის ($r = -0.96$; $P < 0.00001$). ერთგზიანი ანოვას საშუალებით გამოიკვეთა ძალიან დიდი განსხვავება ხეების დაფარულობისა ჰაბიტატის ტიპებს შორის ($F = 848.8$; $P < 0.0001$). ბალახოვანი მცენარეებისა და მარცვლოვნების დაფარულობის ყველაზე მაღალი პროცენტი გამოვლინდა მეორად საძოვარ მდელოებზე. თუმცაღა, სუბალპური არყნარის ქვეტყე ასევე ინტენსიურადაა დაფარული აღნიშნული სასიცოცხლო ფორმებით (გრაფ. 4).

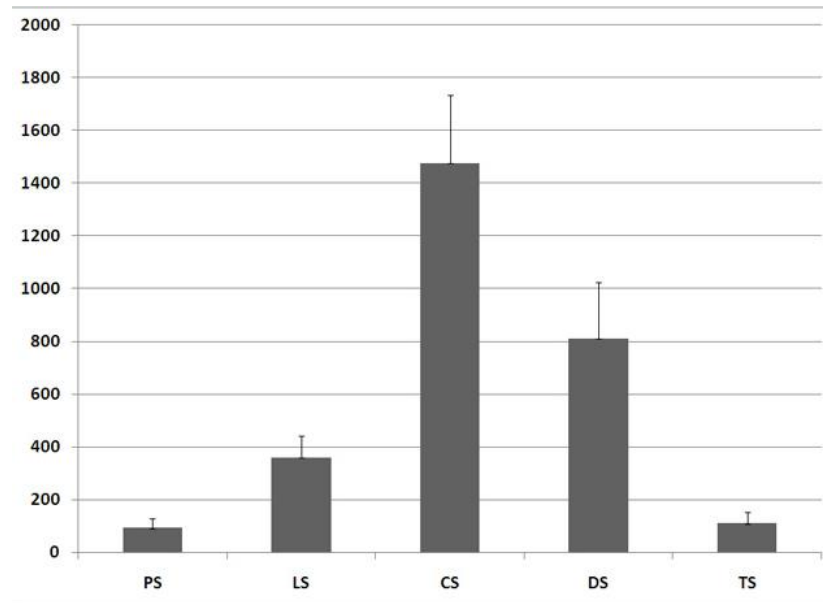


გრაფიკი. 4. სასიცოცხლო ფორმების (ხეები, ბუჩქები, მარცვლოვნები და ბალახოვნები) დაფარულობის პროცენტული მაჩვენებელი (საშუალო და სტანდარტული გადახრა) შესწავლილი ჰაბიტატის ტიპებისთვის (PS-პიონერული სუქცესიური სტადია; LS-ლოგიკური სუქცესიური სტადია, PF-კლიმაქსურ არენარი, DF-დეგრადირებული ტყე, TE-ტყის ზედა საზღვარი).

ბუჩქების ყველაზე მაღალი დაფარულობა გამოვლინდა ტყის ზედა საზღვარზე (51.48 ± 20.03). ამ ადგილზე არის ძალიან დაბალი PH (4.9 ± 0.37 ; ცხრილი. 2), რაც დადებით კორელაციურ დამოკიდებულებასთან ზღვის დონიდან სიმაღლესთან ($r = -0.61$; $P < 0.00001$).

რაც შეეხება ხეების სიმაღლეს, ყველაზე მაღალი მაჩვენებელი გამოვლინდა კლიმაქსურ არენარში, სადაც საშუალო სიმაღლე 20 მ-დე იყო (ცხრილი. 3; გრაფ. 5; 6).

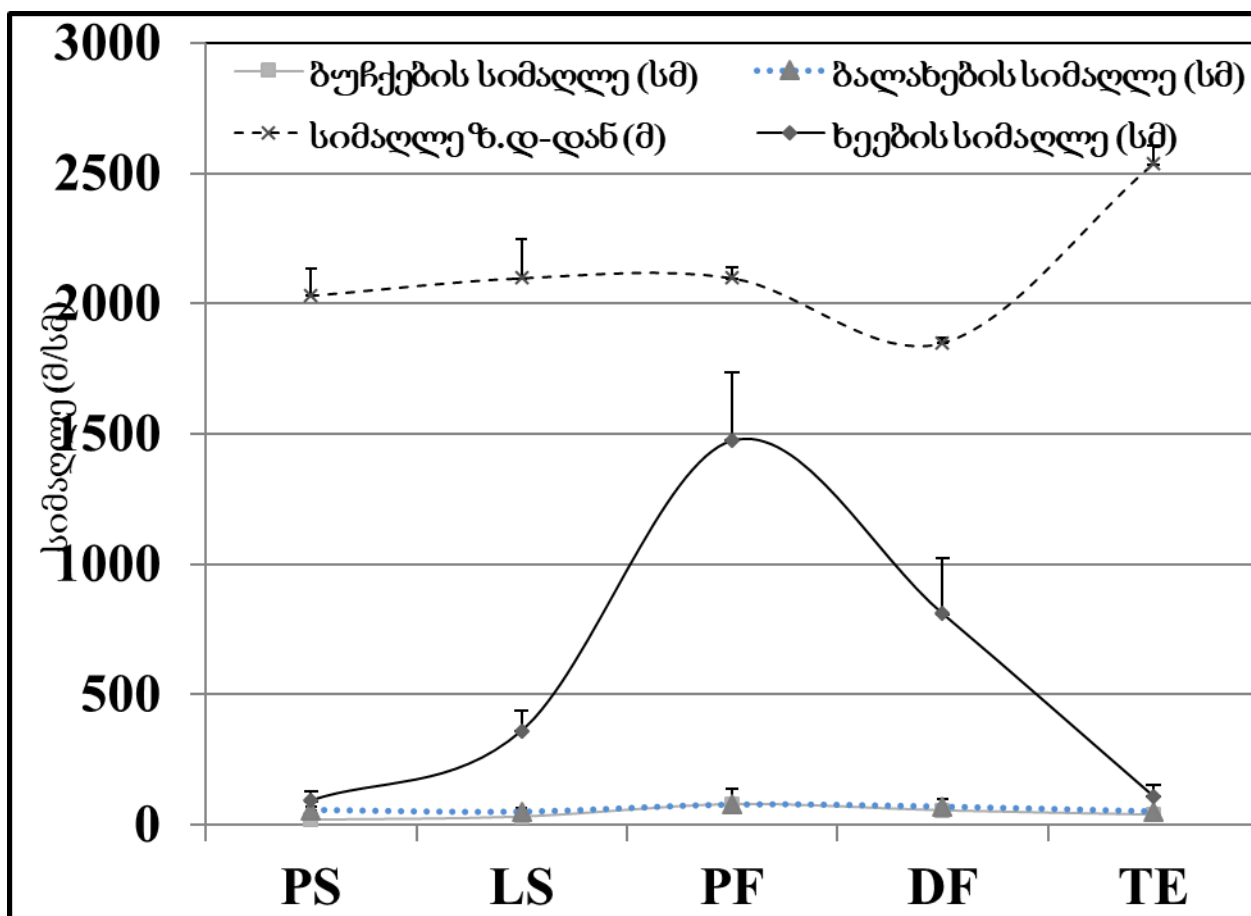
ხოლო დეგრადირებულ არყნარ ტყეში ხეები ზომა 10 მ-ს არ აღემატებოდა, ლოგიკურ სუქცესიურ სტადიაზე კი ახალგაზრდა არყების სიმაღლე 3-5 მეტრამდე მერყეობდა.



გრაფიკი. 5. არყის ხის სიმაღლის ცვლილება სუბალპური არყნარის ბუნებრივი აღდგენის სუქცესიურ სტადიებში (PS-პიონერული სუქცესიური სტადია; LS-ლოგიკური სუქცესიური სტადია, PF-კლიმაქსურ არყნარი, DF-დეგრადირებული ტყე, TE-ტყის ზედა საზღვარი) (N=100).

მეორად სამოვარ მდელოებზე, სადაც იწყებოდა არყნარი ტყის აღდგენის პროცესი, იყო ხეების აღმონაცენები, რომელთა ასაკი 1.5 წლით განვსაზღვრეთ და ამასთან ერთად 7 სახეობის ბუჩქი იზრდებოდა.

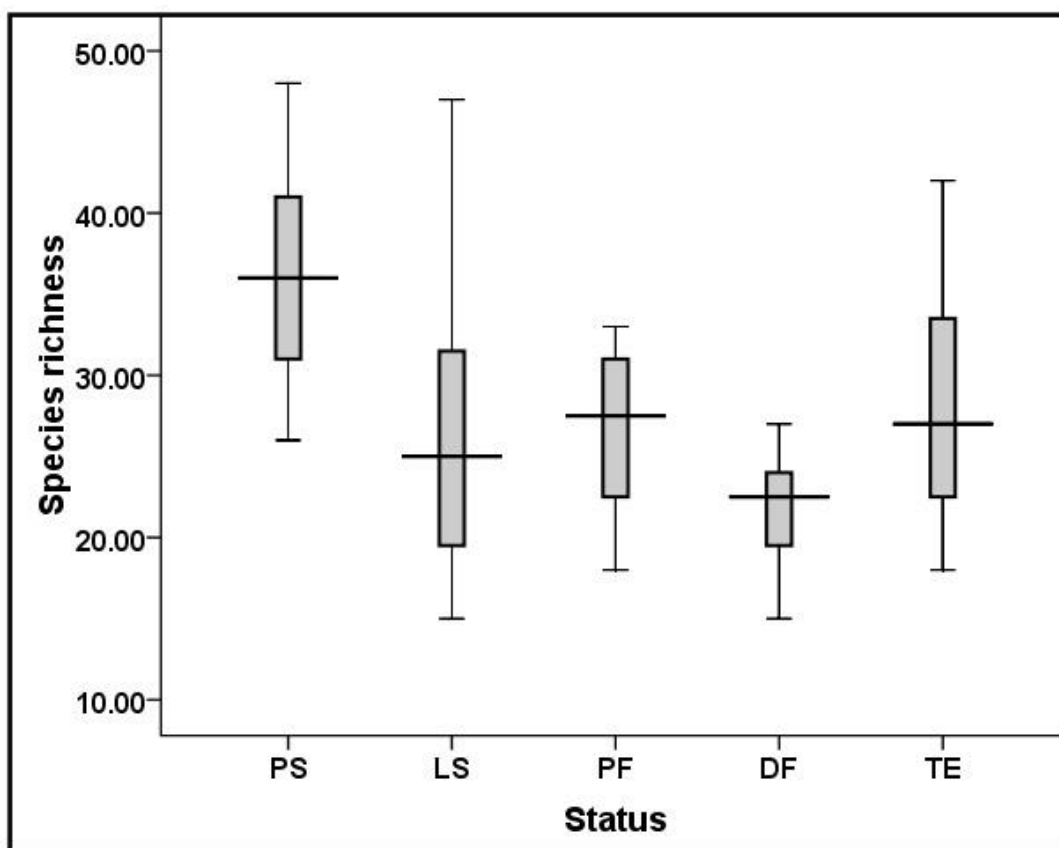
ხეების სიმაღლის კვლევისას, ერთგზიანმა ანოვას ანალიზმა გამოავლინა ძალიან დიდი განსხვავება შესასწავლ ჰაბიტატებს შორის ($F = 278.77$; $P < 0.0001$). ამ მაჩვენებლის დადებითი კორელაციური დამოკიდებულება გამოიკვეთა ხეების პროცენტულ დაფარულობასთან ($r = 0.7$; $P < 0.00001$). ბუჩქებისა და მარცვლოვნების სიმაღლე უფრო დიდი აღმოჩნდა ტყიან ჰაბიტატებში (ცხრილი. 3. ფიგ. 6).



გრაფიკი. 6. ხეების, ბუჩქებისა და ბალახების სიმაღლე, ასევე სიმაღლე ზღვის დონიდან, ყველა შესწავლილი ჰაბიტატის ტიპისათვის (PS-პიონერული სუქცესიური სტადია; LS-ლოგიკური სუქცესიური სტადია, PF-კლიმაქსურ არეწარი, DF-დეგრადირებული ტყე, TE-ტყის ზედა საზღვარი) (N=100).

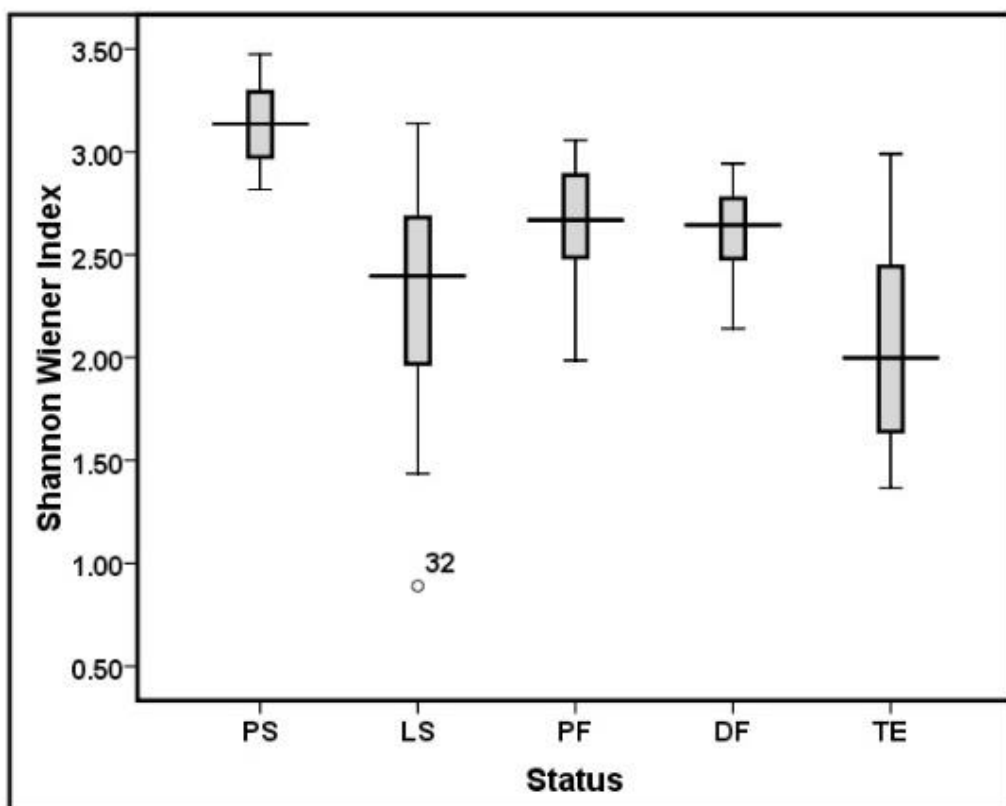
3.3. მცენარეთა სახეობრივი მრავალფეროვნება

საკვლევ ნაკვეთებს შორის სახეობათა სიმდიდრე განსხვავებულია ($F = 13.58$; $P < 0.00001$; ცხრილი. 4; გრაფ. 7). ამ მონაცემის ყველაზე მაღალი მაჩვენებელი დაფიქსირდა პიონერულ სუქცესიურ სტადიაზე (36.5 ± 6.24), სადაც გვხვდება მდელოსა და ტყის მცენარეულობის შერევა. სახეობათა მრავალფეროვნების ყველაზე დაბალი დონე აღინიშნა დეგრადირებულ ტყეში (22.1 ± 3.31 ; Table 2; ცხრილი. 4; გრაფ. 7).



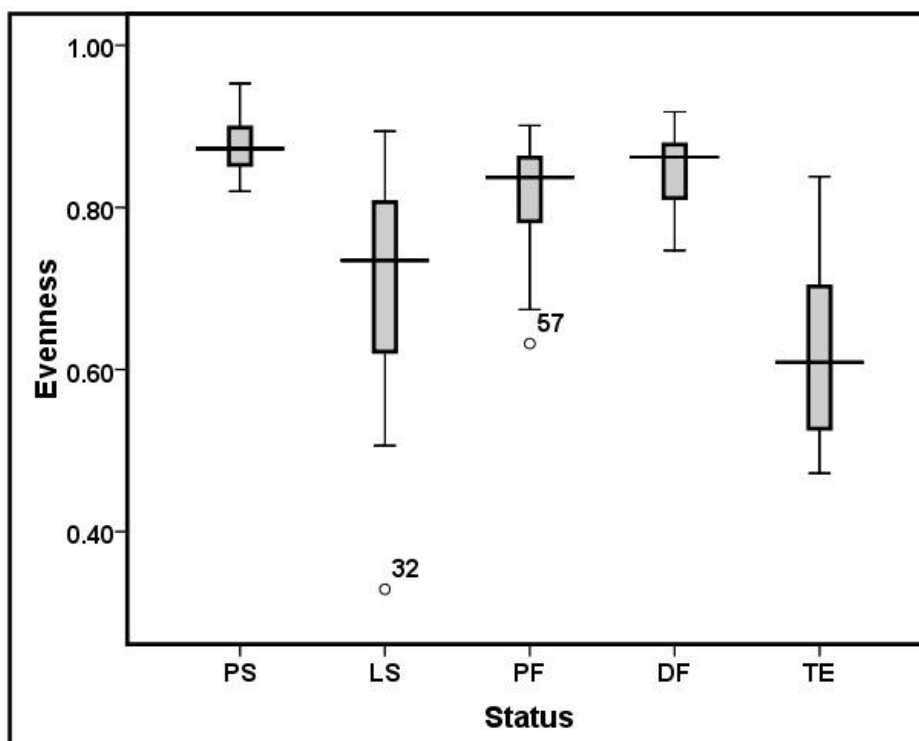
გრაფიკი. 7. ჰაბიტატის ტიპების განსხვავება სახეობის სიმდიდრის მაჩვენებლით.

ვეენესი და შენონ-ვინერის ინდექსის ყველაზე მაღალი მაჩვენებელი პიონერულ (ცხრილი. 4; ფიგ. 8;9), ხოლო ყველაზე დაბალი კი ლოგიკურ სუქცესიურ სტადიაზე გამოვლინდა, სადაც ძირითადად ახალგაზრდა ხეების დიდი დაფარულობაა. მსგავსი შედეგი ტყის ზედა საღვარზეც აღინიშნა, სადაც მნიშვნელოვან დაფარულობას ქმნიდა დეკას ბუჩქნარი.



გრაფიკი. 8. ჰაბიტატის ტიპების განსხვავება შენონ-ვინერის ინდექსით.

დაფარულობის ძალიან მაღალი მაჩვენებელი გამოავლინა ბალახოვანმა მცენარეებმა და მოგვცა დადებითი კორელაციური დამოკიდებულება ევენესთან და შენონ-ვინერის ინდექსთან ($r = 0.81$; $P < 0.00001$; $r = 0.76$; $P < 0.00001$).



გრაფიკი. 9. ჰაბიტატის ტიპების განსხვავება სახეობის ევენესის მიხედვით.

3.4. ჰაბიტატის ტიპების შედარება

ყოველი შესასწავლი ნაკვეთისათვის განისაზღვრა გარემოს 21 მახასიათებელი, ასევე მცენარეული შემადგენლობა და მრავალფეროვნება (ცხრილი. 2 და 4). ერთგზიანმა ანოვას ტესტმა მოგვცა საშუალება დაგვედგინა მსგავსება-განსხვავების სარწმუნოება საკვლევ ჰაბიტატებს შორის, რაც გამოვლინდა პრინციპულ კომპონენტთა ანალიზის (PCA) საშუალებით, კორელაციურ მატრიქსზე დაყრდნობით.

ცხრილი 4. ANOVA-ს ტესტის შედეგები. ჰაბიტატის ტიპებს შორის განსხვავება (PS-პიონერული სუქცესიური სტადია; LS-ლოგიკური სუქციესური სტადია, PF-კლიმაქსურ არყნარი, DF-დეგრადირებული ტყე, TE-ტყის ზედა საზღვარი), ეკოლოგიური მახასიათებლების (ნიადაგის პროცენტული დაფარულობა, მცენარეული საფარის

პროცენტული დაფარულობა, ხის ბაზალური დაფარულობა, ბუჩქების და ბალახების დაფარულობა პროცენტებში. ხის, ბუჩქის და ბალახის სიმაღლე სანტიმეტრებში. ცის ექსპოზიციის პროცენტული მაჩვენებელი. სახეობების სიმდიდრე, ევენესი, შენონ – ვიენერისა და სიმპსონის ინდექსები) საშუალო და სტანდარტული გადახრებით.

აღწერილობა	ვარიაციის წყარო	კვადრატების ჯამი	df	კვადრატული საშუალო	F-სტატისტიკა	სარწმუნოობა	Wilk's λ
ხეების დაფარულობა	ჯგუფთაშორისი	132115.9918	5	26423.19836	891.6350488	0.000000	0.022368
	ჯგუფს შიდა	3022.72352	102	29.63454431			
	ჯამური	135138.7153	107				
ცის ექსპოზიცია	ჯგუფთაშორისი	64377.5924	5	12875.51848	639.2941843	0.000000	0.030923
	ჯგუფს შიდა	2054.301318	102	20.140209			
	ჯამური	66431.89372	107				
ხეების სიმაღლე	ჯგუფთაშორისი	29629133.57	5	5925826.715	260.5601704	0.000000	0.072608
	ჯგუფს შიდა	2319749.5	102	22742.64216			
	ჯამური	31948883.07	107				
სიმაღლესი ზღ. დონიდან	ჯგუფთაშორისი	5373693.93	5	1074738.786	133.2628619	0.000000	0.132758
	ჯგუფს შიდა	822609.95	102	8064.803431			
	ჯამური	6196303.88	107				
ბუჩქების დაფარულობა	ჯგუფთაშორისი	30735.37054	5	6147.074107	45.47071249	0.000000	0.309698
	ჯგუფს შიდა	13789.12985	102	135.1875475			
	ჯამური	44524.50039	107				
არყის ხის ინდივიდუალობა	ჯგუფთაშორისი	7192.366667	5	1438.473333	41.59676807	0.000000	0.329049

არჩევნი							
	ჯგუფსშიდა	3527.3	10 2	34.5813725 5			
	ჯამური	10719.666 67	10 7				
ბალახოვნების დაფარულობა	ჯგუფთაშორისი	16235.590 9	5	3247.11818	22.639081 32	0.000000	0.4739 88
	ჯგუფსშიდა	14629.836 33	10 2	143.429767 9			
	ჯამური	30865.427 23	10 7				
ევენსი	ჯგუფთაშორისი	0.8336123 42	5	0.16672246 8	20.705536 69	0.000000	0.4962 84
	ჯგუფსშიდა	0.8213113 25	10 2	0.00805207 2			
	ჯამური	1.6549236 67	10 7				
ხის ბაზალური დაფარულობა	ჯგუფთაშორისი	6775.7629 63	5	1355.15259 3	19.920959 9	0.000000	0.5059 4
	ჯგუფსშიდა	6938.7	10 2	68.0264705 9			
	ჯამური	13714.462 96	10 7				
შენონ- ვინერის ინდექსი	ჯგუფთაშორისი	13.414560 7	5	2.68291214	18.502605 53	0.000000	0.5243 86
	ჯგუფსშიდა	14.790189 3	10 2	0.14500185 6			
	ჯამური	28.20475	10 7				
ბალახების დაფარულობა	ჯგუფთაშორისი	6158.6460 92	5	1231.72921 8	17.602706 67	0.000000	0.5368 04
	ჯგუფსშიდა	7137.3330 6	10 2	69.9738535 3			
	ჯამური	13295.979 15	10 7				
სახეობის სიმდიდრე	ჯგუფთაშორისი	3256.1490 74	5	651.229814 8	15.807395 24	0.000000	0.5634 21
	ჯგუფსშიდა	4202.175	10 2	41.1977941 2			

	ჯამური	7458.3240 74	10 7				
სიმკსონის ინდექსი D'	ჯგუფთაშო რისი	0.6004438 9	5	0.12008877 8	15.344613 25	0.000000	0.5707 15
	ჯგუფსშიდა	0.7982641 96	10 2	0.00782612			
	ჯამური	1.3987080 87	10 7				
დახრილობა	ჯგუფთაშო რისი	4561.6666 67	5	912.333333 3	15.227326 65	0.000000	0.5725 94
	ჯგუფსშიდა	6111.25	10 2	59.9142156 9			
	ჯამური	10672.916 67	10 7				
ექსპოზიცია	ჯგუფთაშო რისი	20.396296 3	5	4.07925925 9	12.646943 6	0.000000	0.6173 04
	ჯგუფსშიდა	32.9	10 2	0.32254902			
	ჯამური	53.296296 3	10 7				
ბურქების სიმაღლე	ჯგუფთაშო რისი	52184.193 52	5	10436.8387	11.158144 37	0.000000	0.6464 26
	ჯგუფსშიდა	95406.325	10 2	935.356127 5			
	ჯამური	147590.51 85	10 7				
ბალახების სიმაღლე	ჯგუფთაშო რისი	12887.551 85	5	2577.51037	9.3297582 9	0.000000	0.6861 81
	ჯგუფსშიდა	28179.3	10 2	276.267647 1			
	ჯამური	41066.851 85	10 7				
ნიადაგის მჟავიანობა	ჯგუფთაშო რისი	5.9957841 67	5	1.19915683 3	8.4636509 97	0.000001	0.7067 71
	ჯგუფსშიდა	14.451682 5	10 2	0.14168316 2			
	ჯამური	20.447466 67	10 7				
ქვების პროცენტი	ჯგუფთაშო რისი	593.04004 63	5	118.608009 3	8.2089673 54	0.000002	0.7130 63
	ჯგუფსშიდა	1473.7562 5	10 2	14.4485906 9			
	ჯამური	2066.7962 96	10 7				
შიშველი	ჯგუფთაშო	2142.1296	5	428.425925	7.3521673	0.000006	0.7350

მიწა	რისი	3		9	09		78
	ჯგუფსშიდა	5943.75	10 2	58.2720588 2			
	ჯამური	8085.8796 3	10 7				
მცენარეთა საერთო პროცენტი	ჯგუფთაშო რისი	3196.9761 47	5	639.395229 3	6.9639162 59	0.000012	0.7455 07
	ჯგუფსშიდა	9365.1777 2	10 2	91.8154678 4			
	ჯამური	12562.153 87	10 7				
კრიპტოგამე ბის პროცენტი	ჯგუფთაშო რისი	382.86041 67	5	76.5720833 3	3.8621017 46	0.003023	0.8408 18
	ჯგუფსშიდა	2022.3062 5	10 2	19.8265318 6			
	ჯამური	2405.1666 67	10 7				

ყველაზე ძლიერი დატვირთვა ჰქონდა შენონ-ვინერის ინდექსს PCA-ს პირველ ღერძზე (0.98); შემდეგი იყო მცენარეულობის დაფარულობა და სიმკსონის ინდექსი, ორივე მსგავსი მაჩვენებლით (0.97); ევენესი (0.95); სიმაღლე ზღვის დონიდან (0.92); ბალახოვანი მცენარეების სიმაღლე (0.92); შიშველი მიწის პროცენტული მაჩვენებელი (0.89); არყის ხეების რიცხვი 25მ²-ზე (0.88); ხეების პროცენტული დაფარულობა (0.88); ქვების დაფარულობა (0.86); ნიადაგის pH (0.85); ცის ექსპოზიცია (0.85); ხეების მერქნის მიერ მიწის პროცენტული დაფარულობა (0.84); მარცვლოვნების დაფარულობა (0.82); სახეობათა სიმდიდრე (0.76); სახეობების დაფარულობა (0.76); კრიპტოფიტების დაფარულობა (0.75); ბუჩქების სიმაღლე (0.61) და ფერდობის დახრილობა (0.57).

ჩვენს მიერ ჩატარებული დისკრიმინაციის ფუნქციის საფეხურეობრივი ანალიზი (stepwise DFA) ეფუძნებოდა 5 პრინციპულ კომპონენტს, რომლებიც პრინციპული კომპონენტების ანალიზის საფუძველზე იქნა პრიორიზებული. დისკრიმინაციის ფუნქციის საფეხურეობრივი ანალიზით მივიღეთ მაღალი პროცენტული კუმულაციის მქონე ვარიანსა პირველი სამი პრინციპული კომპონენტისათვის, რომელმაც ჯამურად შეადგინა 98,11%. მიღებული სამი კომპონენტის აპლიკაცია მოხდა კანონიკური

დისკრიმინაციული ფუნქციის ანალიზის კოორდინატთა სამი ღერძისთვის (ცხრ. 5). ანალიზის შედეგად აღმოჩნდა, რომ ვილკსის ლამდა მცირე იყო პირველი ორი ღერძის და მათი შესაბამისი პრინციპული კომპონენტებისათვის ($0.01, P < 0.000$), თუმცა მაღალი იყო მესამე ღერძისთვის ($0.77, P < 0.0001$). კლასიფიკაციის შედეგებმა უჩვენა, რომ ყველა გაანალიზებული ნაკვეთი (ნაკვეთების 100%), რომელთა ჯამური რაოდენობაც შეადგენდა 20-ს, მცენარეულობის თვალსაზრისით მიეკუთვნებოდა პიონერულ სუქცესიას. ლოგიკური სუქცესია მიუთითებს, რომ შესწავლილი ნაკვეთებიდან 19 ნაკვეთიც (ნაკვეთების 95%) და განცალკევებული 1 ნაკვეთიც ასოცირებულია პიონერულ სუქცესიასთან (ცხრ. 4). პირველადი ტყე 15%-ით იჩენს მსგავსებას დეგრადირებულ ტყესთან, და 10%-ით განსხვავდება მათგან. ალპური ტყის გავრცელების ზედა ზღვრის ე.წ. თრილაინის ზონა არყნარის პიონერულ სუქცესიასთან მსგავსებას იჩენს 20%-ით, რაც განპირობებულია მცირე ზომის არყის ხეების და ბუჩქნარის არსებობით ამ ზონაში.

ცხრილი 5. დისკრიმინაციული ფუნქციის ანალიზის შედეგები. სუბალპური არყნარი ტყის 5 ჰაბიტატის დამაჯგუფებელი ცვლადები. ტყის არეალები (იხ. გრაფ. 2. ლეგენდის განმარტებისთვის) ეფუძნება კანონიკური დისკრიმინაციის ფუნქციის ანალიზის შედეგად პრიორიზებულ 4 ღერძს (პრინციპულ კომპონენტს) მათი იჯინსიდიდებით, ვარიანსას პროცენტით, კუმულაციური პროცენტით, კანონიკური კორელაციით, ალბათობის დონით, ვილკსის ლამბდით, ხი- კვადრატით და თავისუფლების ხარისხით. თითოეული ჰაბიტატის ტიპში შეფასებული 20-20 სანიმუშე ფართობის მონაცემები განაწილებულია, როგორც სწორი მონაცემი და ასოცირებული მონაცემი სხვა ჰაბიტატის ტიპებთან. კლასიფიკაციის პროცენტული მნიშვნელობები გამოხატავენ სანიმუშე ფართობების პროცენტულ რაოდენობას და მათ მსგავსებას როგორც ჰაბიტატებთან, სადაც მათი დანიმუშება მოხდა, ასევე განსხვავებულ ჰაბიტატებთან.

მონაცემები ცვლადების დაჯგუფების შემდეგ „არყნარი ტყის ზონის მცენარეული ტიპებისათვის“

ფუნქციები	იჯენსიდიდე	ვარიანსას %	კუმულაციური %	კანონიკური კორელაცია	ალბათობის დონე	ვილსის Δ	ხი- კვადრატი	df
1	11.67	75.44	75.44	0.96	0.00	0.01	505.74	0.01
2	2.38	15.37	90.81	0.84	0.00	0.011	251.20	0.11
3	1.13	7.29	98.11	0.73	0.00	0.36	130.38	0.36
4	0.29	1.89	100	0.48	0.00	0.77	49.84	0.77

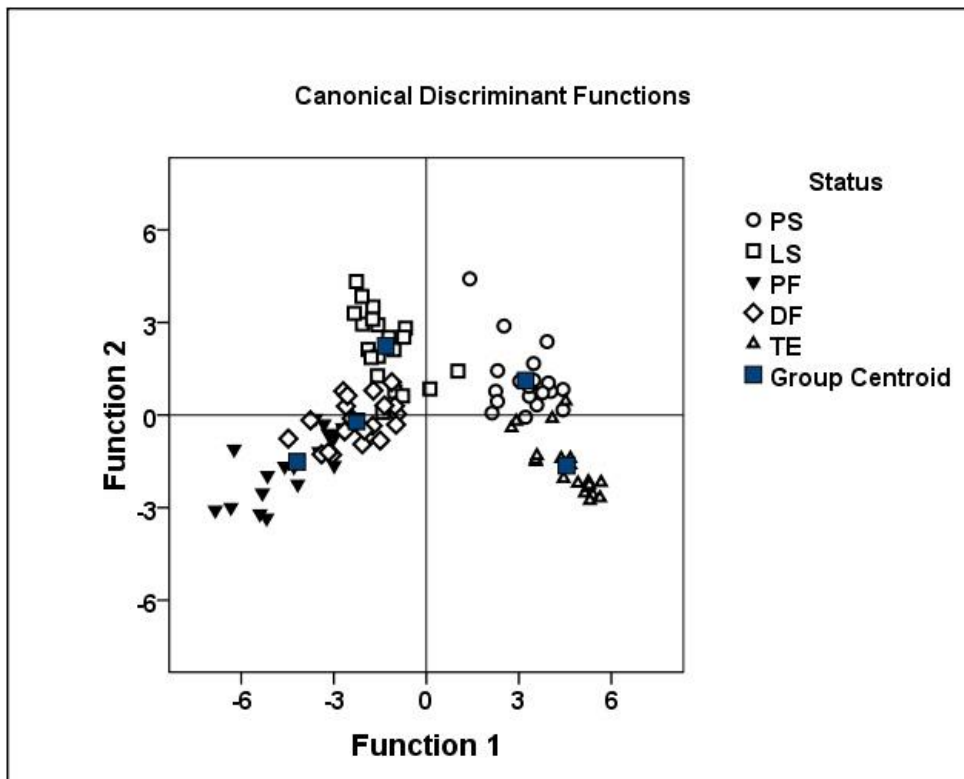
მონაცემები ცვლადების დაჯგუფების შემდეგ „არყნარი ტყის ზონის მცენარეული ტიპებისათვის“

Group	PS	LS	CS	DS	TS	Total
PS	19	1	0	0	0	20
LS	1	19	0	1	0	20
CS	0	0	17	3	0	20
DS	0	0	2	18	0	20
TE	4	0	0	0	16	20

მონაცემები ცვლადების დაჯგუფების შემდეგ „არყნარი ტყის ზონის მცენარეული ტიპებისათვის“

	PS	LS	CS	DS	TS	Total
PS	95	5	0	0	0	100
LS	5	95	0	0	0	100
CS	0	0	85	15	0	100
DS	0	0	10	90	0	100
TE	10	0	0	0	80	100

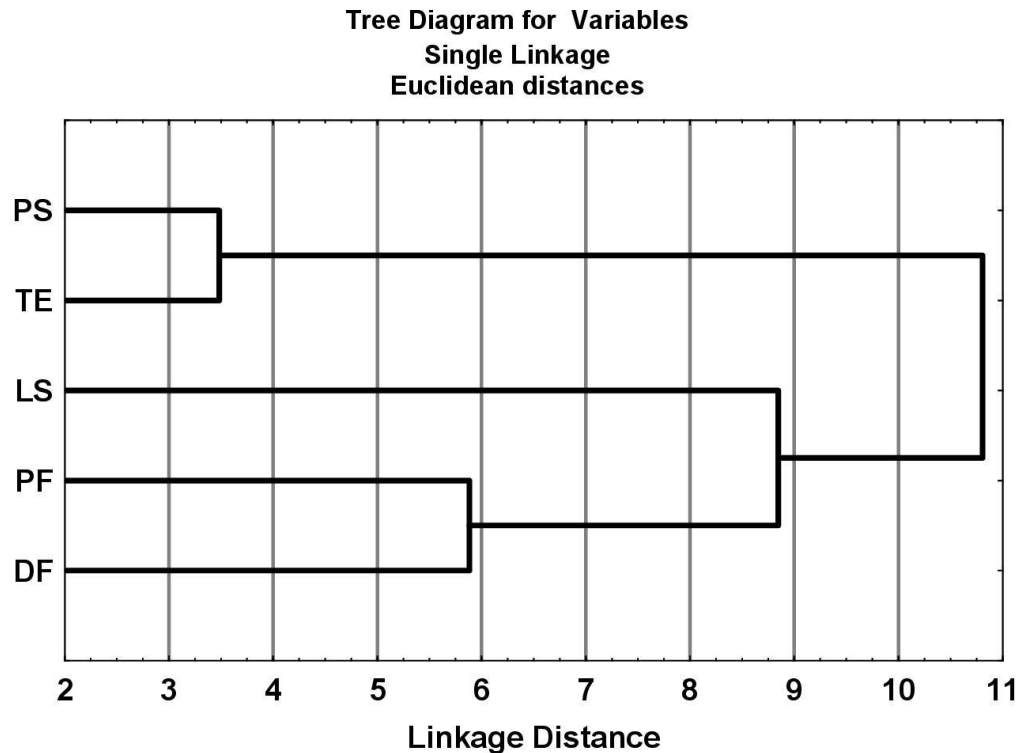
ფაქტორული ანალიზის საფუძველზე ჩავატარეთ დისკრიმინანტული ანალიზი. სადაც 5 ჰაბიტატის ტიპის 100 საკვლევი ნაკვეთი დაჯგუფდა კანონიკური დისკრიმინაციული ფუნქციის ანალიზის კოორდინატთა სისტემის ღერძების სხვადასხვა მხარეს (გრაფ. 10). პირველი სამი ჯგუფი, სუბალპური ტყის ჰაბიტატის ტიპები (PF, DF, LS) განლაგდა მარცხენა მხარეს. ხოლო ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონი (TE) და არყნარის ტყის აღდგენის პიონერული სუქცესიური სტადია (TS) მოთავსდა მარჯვენა ნახევარში. ზოგიერთი ნაკვეთი, ლოგიკური სუქცესიური სტადიისა, შეერია პიონერულს.



გრაფიკი. 10. დისკრიმინაციული ფუნქციის ანალიზის (DFA) გაფანტული წერტილების გრაფიკი. გრაფიკი გამოხატავს შეფასებული 100 საიტის შესაბამისი სანიმუშე ფართობების დაჯგუფების შედეგს 5 პრინციპული კომპონენტის მიხედვით, რომლებიც თავის მხრივ ემყარება საექსპერიმენტო ნაკვეთების სახეობრივი სიმდიდრის, სახეობათა მრავალფეროვნების, ნიადაგის და მცენარეულის პროექციული (%-ლი) დაფარულობის და ტყის ან/და ბალახოვანი საფრის საბურველის ვერტიკალური სტრუქტურის ჯამურად 21 მახასიათებელს. კომპონენტები პრინციპული კომპონენტების ანალიზის შედეგად და პრიორიზირდა. 5 ჰაბიტატის ტიპის წერტილოვანი გაფანტვის გრაფიკი, შეფასებულ ნაკვეთებს (N=100) აჯგუფებს ორი კანონიკური დისკრიმინაციის ფუნქციის ღერძის მიმართ.

ჩვენს მიერ შესწავლილ 5 ჰაბიტატის ტიპს შორის ნათესაური კავშირები გამოვლინდა იერარქიულ-კლასტერული ანალიზის შედეგად აგებულ დენდროგრამაზე (გრაფ. 11). რომელსაც საფუძვლად უდევს ხუთი პრინციპული კომპონენტი: სახეობის სიმდიდრისა და მრავალფეროვნების ინდექსები, ნიადაგისა და მცენარეების პროცენტული დაფარულობა და ჰაბიტატის ვერტიკალური სტრუქტურა.

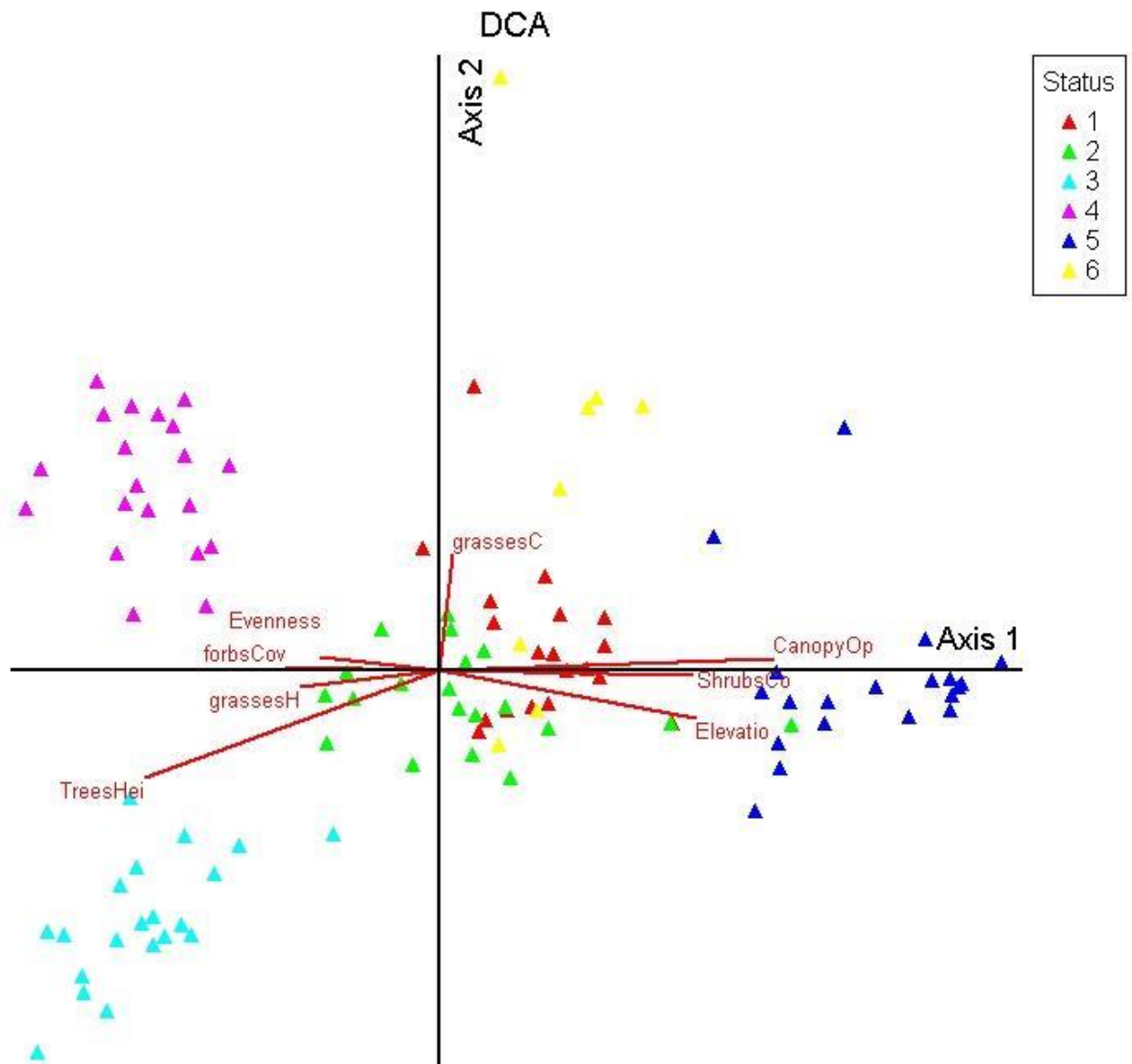
გამოიკვეთა სამი ძირითადი ჯგუფი. პირველი კლასტერი მოიცავს ტყის ბუნებრივი აღდგენის პირველად სუქცესიურ სტადიასა და ტყის ზედა საღვრის ეკოტონს (PS და TE). ლოგიკური (LS) სუქცესიური სტადია კი გამოიყო ცალკე. ძალიან დიდი დისტანციით გამოვლინდა კავშირი არყნარი ტყის ჰაბიტატებთან (PF, DF), რომლებიც ერთმანეთთან კავშირით ქმნიან მესამე ძირითად ჯგუფს.



გრაფიკი. 11. იერარქიულ-კლასტერული დენდროგრამა დაფუძნებული ევკლიდეს მანძილზე. გვიჩვენებს 5 ჰაბიტატის ტიპს შორის ურთიერთკავშირებს ($N = 100$).

ამ წინა შემთხვევებში ყოველთვის გამოყენებული იქნა გარემოს მახასიათებლები, რომელიც უკვე ვახსენეთ, ხოლო შემდეგი ანალიზები ჩატარდა PC-ORD-ში, სადაც დაფარულობების მატრიცად გამოვიყენეთ და ყველა სახეობის დაფარულობა და დავუკავშირეთ ცალკეულ მახასიათებლებს. მრავალღერძიანი ორგანოზომილებიანი ორდინაციული ანალიზი დაეფუძვნა სუქცესიური სტადიების კლასიფიკაციის სისტემას.

სახეობების დაჯგუფება მრავალღერძიანი ორდინაციული მეთოდით ღერძებზე, სიმალლე ზღვის დონიდან, ექსპოზიცია, დახრილობა, სახეობის სიმდიდრე, ევენესი, შენონ-ვინერის ინდექსი, მცენარეულობის სიმალლე. სახეობების დაჯგუფება მკვეთრად გაიმიჯნა სუქცესიური სტადიების მიხედვით (გრაფ. 12).



გრაფიკი. 12. სახეობების დაჯგუფება მრავალღერძიანი ორდინაციული მეთოდით ღერძებზე, სიმაღლე ზღვის დონიდან, ექსპოზიცია, დახრილობა, სახეობის სიმდიდრე, ევენესი, შენონ-ვინერის ინდექსი, მცენარეულობის სიმაღლე.

3.5. კლიმატის გლობალური ცვლილების გავლენა ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონზე

ტყის ზედა საზღვარზე კვლევის დროს აღვრიცხეთ არყის ხის აღმონაცენი ზღვის დონიდან 2685 მ სიმაღლეზე. მისი ასაკის განსაზღვრამ კი აჩვენა, რომ ახალგაზრდა ხე 9 წლის იყო. ჩვენ აღწერილი გვაქვს არყის ხეების დიდი რაოდენობა ყველაზე ზემოთ, 2560 მეტრ სიმაღლეზე ზღვის დონიდან. რომელთა ასაკი მერყეობს 5-დან 13 წლამდე. მათი სიმაღლე 50 სმ-დან 190 სმ-მდე მერყეობს. 2002 წლის მონაცემებში კი ჩანს, რომ ხის საბოლოო საზღვარი არნიშნულია ზღვის დონიდან 2560 მ-ზე და მის ზევით აღარ არის შენიშნული არც ერთი არყის ხე.

3.6. ინდიკატორ სახეობათა ანალიზი

ინდიკატორ მცენარეთა კვლევის მიზნით, ჩავატარეთ ანალიზი PC-ORD სტატისტიკური პროგრამის გამოყენებით, რის შედეგადაც გამოვლინდა მნიშვნელოვანი ინდიკატორი სახეობები ჩვენი საკვლევი ჰაბიტატის ტიპებისათვის (ცხრილი. 6).

პიონერული სუქცესიური სტადიისათვის გამოვლინდა რამდენიმე სახეობა, რომლებსაც ჰქონდათ საკმაოდ მაღალი ინდიკატორული მაჩვენებელი. *Lotus caucasicus* (76.1), *Ranunculus oreophilus* (60.5), *Rhinanthus minor* (54), *Trifolium canescens* (45.3), *Thymus collinus* (43.8) და *Anthoxanthum odoratum* (41.3).

ლოგიკურ სუქცესიურ სტადიაზე გამოვლინდა მხოლოდ ერთი მცენარე, მაღალი ინდიკატორული მაჩვენებლით და ესაა - *Betula litwinowii* (38.4). კლიმაქსური სუბალპური ტყისათვის გამოვლინდა რამდენიმე ინდიკატორი სახეობა, ესენია: *Aconitum nasutum* (88.7), *Solidago virgaurea* (81.9), *Geranium sylvaticum* (69.7), *Polygonatum verticillatum*

(69.4), *Rubus saxatilis* (60.4), *Lapsana grandiflora* (57.4), *Primula amoena* (59.6) *Pyrola media* (53.1), და *Veratrum lobelianum* (50.7).

დეგრადირებულ არყნარსა და ტყის ზედა საზღვარში გამოვლინდა თითო ბუჩქი, როგორც ინდიკატორი. პირველ შემთხვევაში ეს იყო *Rubus idaeus* (81.8), ხოლო მეორეში - *Rhododendron caucasicum* (90.3).

ცხრილი. 6. ინდიკატორ სახეობათა ნუსხა, სადაც ინდიკატორული ინდექსი (0-დან 100-მდე) მინიჭებული აქვს არყნარი ტყის ჰაბიტატის ტიპებში აღწერილ ყველა სახეობას. ასევე მონტე კარლოს ტესტის შედეგები (N=243).

სახეობები	ოჯახები	სასიცოცხლო ფორმები	ინდიკატორული ინდექსი (IV)	სარწმუნოობა
Pioneer succession				
<i>Lotus caucasicus</i> Kuprian ex Juz.	Fabaceae	ბალახი	48.9	0.0002
<i>Trifolium canescens</i> Willd.	Fabaceae	ბალახი	44.5	0.0002
<i>Daphne glomerata</i> Lam.	Thymelaeaceae	ბუჩქი	34.9	0.002
<i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej.	Juncaceae	მარცვლოვანი	31.5	0.0022
<i>Thymus collinus</i> M.Bieb.	Lamiaceae	ბალახი	30	0.003
<i>Avenella flexuosa</i> (L.) Parl.	Poaceae	მარცვლოვანი	29.6	0.0048
<i>Polygonum alpinum</i> All.	Polygonaceae	ბალახი	29.5	0.0038
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	Poaceae	მარცვლოვანი	28.7	0.0116
<i>Helictotrichon adzharicum</i> (Albov) Grossh.	Poaceae	მარცვლოვანი	28	0.0016
<i>Polygonum viviparum</i> L.	Polygonaceae	ბალახი	26.9	0.0102
<i>Leontodon hispidus</i> L.	Asteraceae	ბალახი	26.7	0.0058
Logical succession				
<i>Betula litwinowii</i> Doluch.	Betulaceae	ხე	38.4	0.0002
<i>Viola somchetica</i> K. Koch	Violaceae	ბალახი	29.9	0.0054
<i>Vicia grossheimii</i> Ekvtim.	Fabaceae	ბალახი	29.5	0.0026
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	Ericaceae	ბუჩქი	27.8	0.0178

Climax forest succession				
<i>Aconitum nasutum</i> Fisch. ex Rchb.	Ranunculaceae	ბალახი	88.7	0.0002
<i>Solidago virgaurea</i> L.	Asteraceae	ბალახი	81.9	0.0002
<i>Geranium sylvaticum</i> L.	Geraniaceae	ბალახი	69.7	0.0002
<i>Polygonatum verticillatum</i> (L.) All.	Convallariaceae	ბალახი	69.4	0.0002
<i>Rubus saxatilis</i> L.	Rosaceae	ბუჩქი	60.4	0.0002
<i>Lapsana grandiflora</i> M. Bieb.	Asteraceae	ბალახი	57.4	0.0002
<i>Pyrola media</i> Sw.	Pyrolaceae	ბალახი	53.1	0.0002
<i>Veratrum lobelianum</i> Bernh.	Liliaceae	ბალახი	50.7	0.0002
<i>Vicia balansae</i> Boiss.	Fabaceae	ბალახი	49.2	0.0002
<i>Rosa mollis</i> Smith	Rosaceae	ბუჩქი	47.8	0.0002
<i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth	Poaceae	მარცვლოვანი	47	0.0002
<i>Daphne mezereum</i> L.	Thymelaeaceae	ბუჩქი	45	0.0004
<i>Anthriscus nemorosa</i> (M. Bieb.) Spreng.	Apiaceae	ბალახი	40	0.0006
<i>Sorbus caucasigena</i> Kom. ex Gatsch.	Rosaceae	ხე	38.7	0.0004
<i>Oxalis acetosella</i> L.	Oxalidaceae	ბალახი	33.5	0.0006
<i>Dolichorrhiza caucasica</i> M. Bieb. Galushko	Asteraceae	ბალახი	30.8	0.0054
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	Fabaceae	ბალახი	29.8	0.0016
<i>Cephalaria gigantea</i> (Ledeb.) Bobr.	Dipsacaceae	ბალახი	29.2	0.0026
<i>Hieracium prenanthoides</i> Vill.	Asteraceae	ბალახი	26	0.0048
Degraded forest succession				
<i>Rubus idaeus</i> L.	Rosaceae	ბუჩქი	77.6	0.0002
<i>Heracleum roseum</i> Steven	Apiaceae	ბალახი	76.9	0.0002
<i>Viola caucasica</i> Kolenati	Violaceae	ბალახი	74.4	0.0002
<i>Primula amoena</i> M. Bieb.	Primulaceae	ბალახი	58.8	0.0002
<i>Polygonum carneum</i> K. Koch	Polygonaceae	ბალახი	55.8	0.0002
<i>Pyrethrum coccineum</i> (Willd.) Worosch.	Asteraceae	ბალახი	47.7	0.0006
<i>Dryopteris oreades</i> Fomin	Dryopteridaceae	გვიმრა	46.3	0.0004
<i>Cirsium obvallatum</i> (M. Bieb.) Fisch.	Asteraceae	ბალახი	36.2	0.0018
<i>Cruciata glabra</i> (L.) Ehrend.	Rubiaceae	ბალახი	33.6	0.0008
<i>Trollius ranunculinus</i> (Smith) Stearn	Ranunculaceae	ბალახი	33.3	0.0016

	eae			
<i>Linum hypericifolium</i> Salisb.	Linaceae	ბალახი	31.6	0.0026
<i>Senecio pseudoorientalis</i> Schischk.	Asteraceae	ბალახი	29.7	0.0016
<i>Alchemilla rigida</i> Bus.	Rosaceae	ბალახი	25.4	0.029
Treeline				
<i>Rhododendron caucasicum</i> Pall.	Ericaceae	ბუჩქი	90.3	0.0002
<i>Empetrum caucasicum</i> Juz.	Empetraceae	ბუჩქი	64.2	0.0002
<i>Arenaria lychnidea</i> M. Bieb.	Caryophyllaceae	ბალახი	46.7	0.0002
<i>Pedicularis wilhelmsiana</i> Fisch. ex M. Bieb.	Scrophulariaceae	ბალახი	45	0.0002
<i>Luzula pseudosudetica</i> (V. Krecz.) V. Krecz.	Juncaceae	მარცვლოვანი	44.7	0.0004
<i>Pyrethrum aromaticum</i> Tzvelev	Asteraceae	ბალახი	42.3	0.0002
<i>Salix kazbekensis</i> A. Skvorts.	Salicaceae	ხე	40.8	0.0008
<i>Gentiana pyrenaica</i> L.	Gentianaceae	ბალახი	40	0.0004
<i>Carex tristis</i> M. Bieb.	Cyperaceae	მარცვლოვანი	36.8	0.0042
<i>Coeloglossum viride</i> (L.) C. Hartm.	Orchidaceae	ბალახი	25	0.0036
Meadow pasture				
<i>Silene linearifolia</i> Otth	Caryophyllaceae	ბალახი	73.5	0.0002
<i>Hieracium umbellatum</i> L.	Asteraceae	ბალახი	72.2	0.0002
<i>Euphrasia hirtella</i> Jord. ex Reut.	Scrophulariaceae	ბალახი	67	0.0002
<i>Bupleurum polyphyllum</i> Ledeb.	Apiaceae	ბალახი	62.7	0.0002
<i>Rhinanthus minor</i> L.	Scrophulariaceae	ბალახი	61.7	0.0002
<i>Agrostis planifolia</i> K. Koch	Poaceae	მარცვლოვანი	60.7	0.0002
<i>Leontodon caucasicus</i> (M.Bieb.) Fisch.	Asteraceae	ბალახი	50	0.0002
<i>Ranunculus oreophilus</i> M. Bieb.	Ranunculaceae	ბალახი	46.6	0.0002
<i>Thalictrum alpinum</i> L.	Ranunculaceae	ბალახი	45.6	0.0002
<i>Alchemilla sericata</i> Reichenb. ex Bus.	Rosaceae	ბალახი	39.5	0.0004
<i>Achillea millefolium</i> L.	Asteraceae	ბალახი	37.5	0.0002
<i>Phleum phleoides</i> (L.) Karst.	Poaceae	მარცვლოვანი	37.3	0.0004
<i>Dianthus cretaceus</i> Adams	Caryophyllaceae	ბალახი	36.8	0.0008

<i>Carum caucasicum</i> (M. Bieb.) Boiss.	Apiaceae	ბალახი	35.7	0.0014
<i>Centaurea cheiranthifolia</i> Willd.	Asteraceae	ბალახი	34.7	0.0004
<i>Plantago media</i> L.	Plantaginaceae	ბალახი	33.9	0.0006
<i>Cuscuta europaea</i> L.	Convolvulaceae	ბალახი	32.5	0.0014
<i>Pedicularis chroorrhyncha</i> Vved.	Scrophulariaceae	ბალახი	31.2	0.0014
<i>Trifolium trichocephalum</i> M. Bieb.	Fabaceae	ბალახი	30.9	0.0012
<i>Trifolium ambiguum</i> M. Bieb.	Fabaceae	ბალახი	28.5	0.0102
<i>Bromus variegatus</i> M. Bieb.	Poaceae	მარცვლოვანი	26.6	0.017
<i>Poa alpina</i> L.	Poaceae	მარცვლოვანი	26.3	0.0048
<i>Trifolium pratense</i> L.	Fabaceae	ბალახი	26.2	0.0042
<i>Anthoxanthum alpinum</i> A. & D. Love	Poaceae	მარცვლოვანი	25	0.0046
<i>Koeleria cristata</i> (L.) Pers.	Poaceae	მარცვლოვანი	25	0.0064
<i>Koeleria luerssenii</i> (Domin) Domin	Poaceae	მარცვლოვანი	25	0.0068
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	Asteraceae	ბალახი	25	0.0038

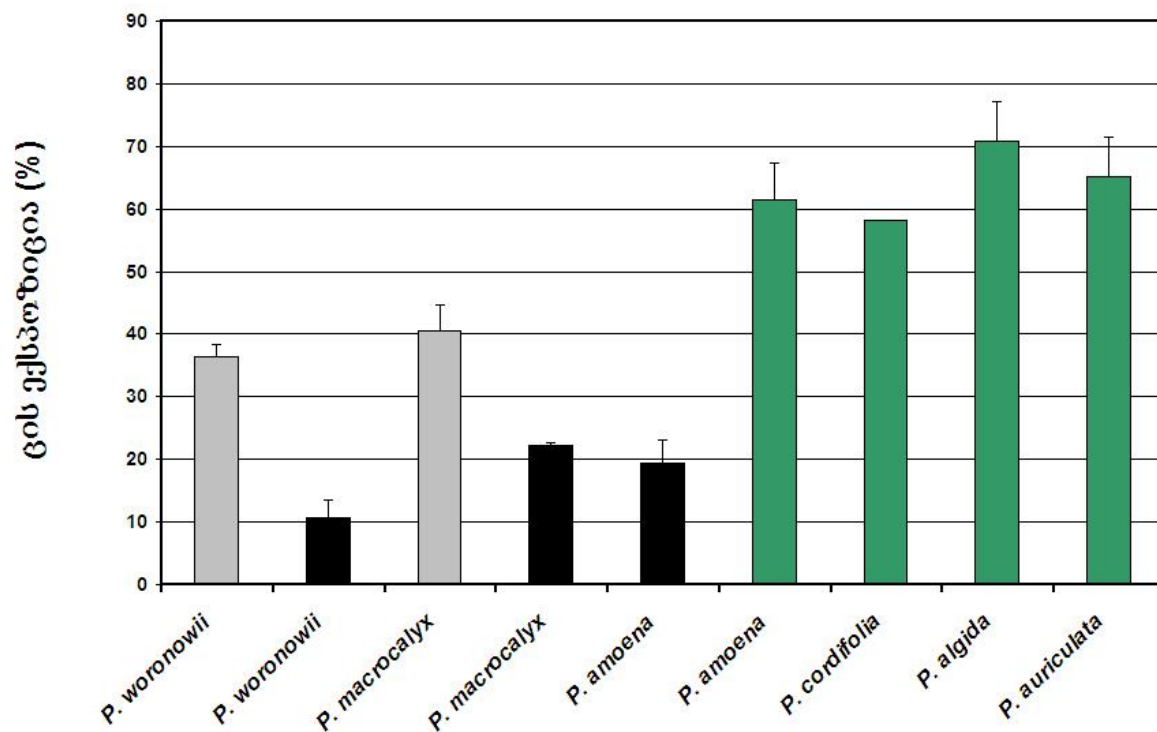
3.7. ჰაბიტატის დეგრადაციის გავლენა მცენარის რეპროდუქციაზე

ვინაიდან ინდიკატორ სახეობათა გამოვლენის ანალიზმა გვიჩვენა, რომ *Primula amoena* არყნარის ტყის ინდიკატორს წარმოადგენს, მოხდა მისი მდგომარეობის შეფასება ჰაბიტატის დაზიანებულ და დაუზიანებელ უბნებზე და განვსაზღვრეთ ამ მცენარის ვიტალურობა და ფერტილურობა.

ცის ექსპოზიციის გავლენა მცენარის რეპროდუქციაზე

იმისათვის, რომ შეგვეფასებინა ჩვენი საკვლევი ფურისულას 6 სახეობის ჰაბიტატის ზოგადი მდგომარეობა, ყოველი მათგანისათვის განისაზღვრა ცის ექსპოზიციის საშუალო მაჩვენებელი. ეს იყო როგორც ადრე გაზაფხულზე, ტყის შეფოთვლამდე, ასევე უფრო გვიან, შეფოთვლის შემდეგაც.

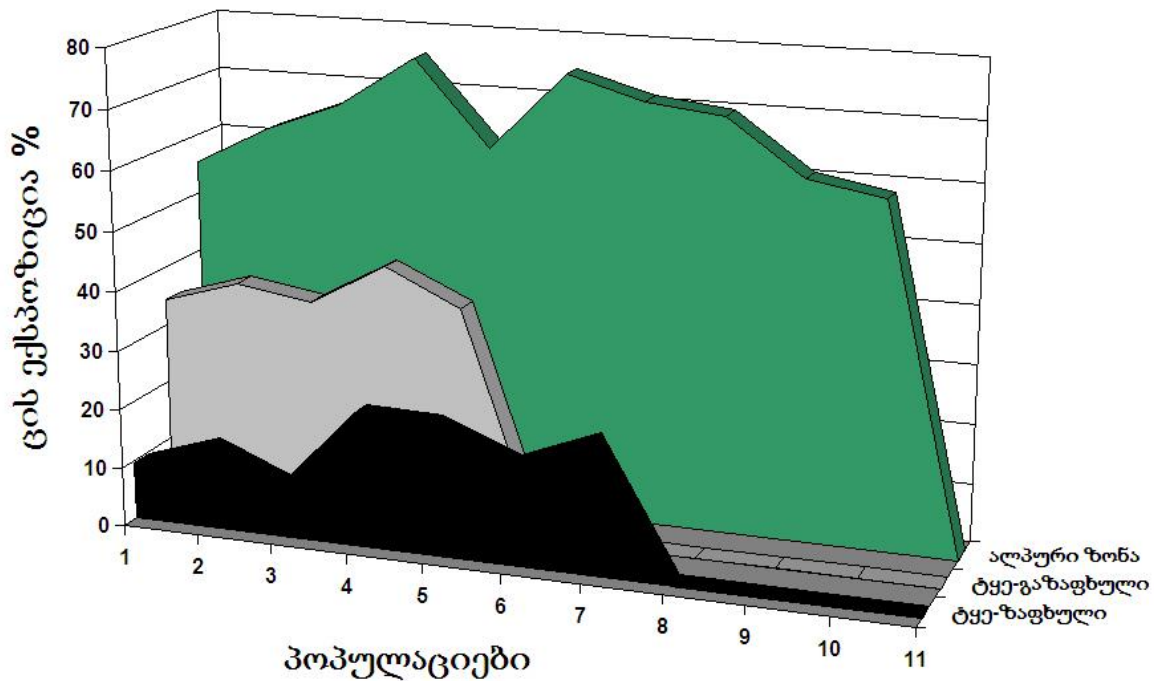
სახეობის დონეზე ცის ექსპოზიციის საშუალო სიდიდეების შედარებისას (გრაფ. 13), ყველაზე დაბალი მაჩვენებელი აღმოაჩნდა *P. woronowii*-ის ზაფხულის ტყეს, ხოლო ყველაზე მაღალი კი *P. algida*-ს, რომელიც მხოლოდ მდელოებზე იზრდება სუბალპურ და ალპურ ზონაში. წიფლნარ და სუბალპურ არენარ ტყეში მოზარდი *P. macrocalyx*-ის და *P. amoena*-ს ცის ექსპოზიცია ზაფხულში თითქმის თანაბარია.



გრაფიკი. 13. *Primula*-ს სახეობების ცის ექსპოზიციის საშუალო მაჩვენებელი და სტანდარტული გადახრა. გაზაფხულის ტყე; ზაფხულის ტყე; სუბალპური და ალპური მდელოები.

ჰაბიტატის ტიპის მიხედვით დაჯგუფებისას, გამოვყავით სამი ჯგუფი: ტყის სახეობები ადრე გაზაფხულზე; ტყის სახეობები ზაფხულში და ალპური სახეობები. შევადარეთ მაჩვენებლები ამ სამ ჯგუფში (გრაფ. 14). აღმოჩნდა, რომ ცის ექსპოზიციის

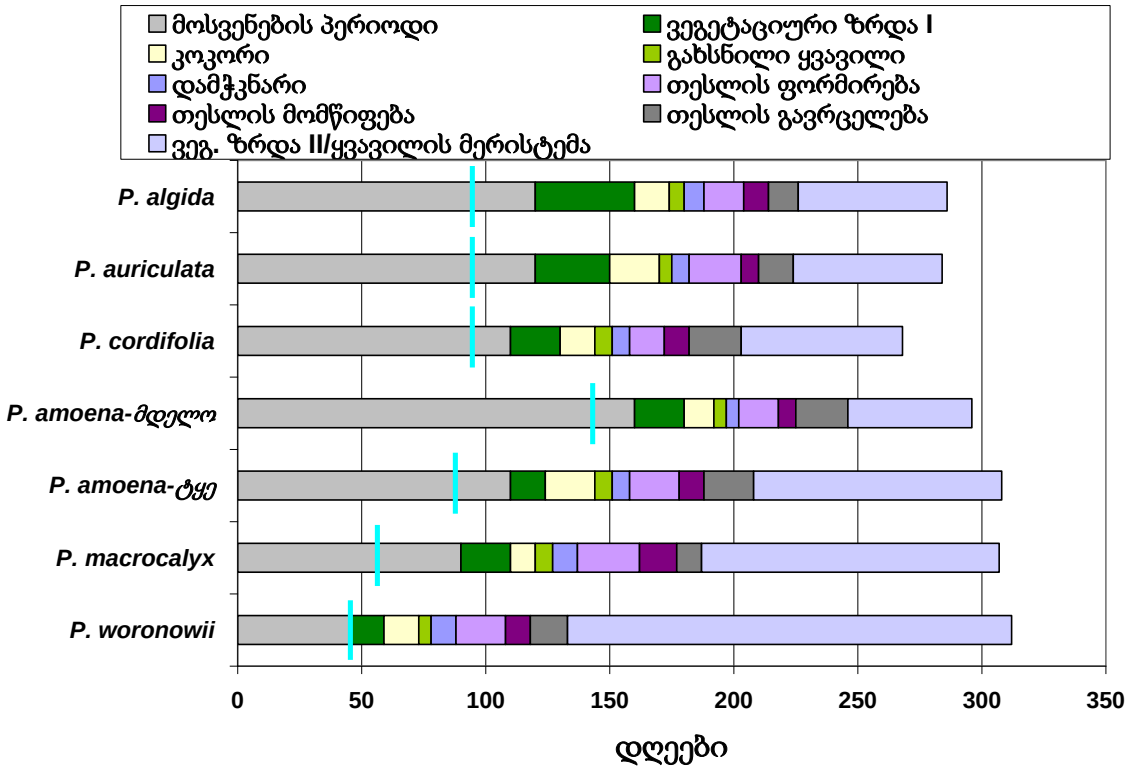
ყველაზე მაღალი საშუალო მაჩვენებელი გააჩნია ალპურ სახეობებს, ხოლო ყველაზე დაბალი ტყის სახეობებს ზაფხულში.



გრაფიკი. 14. *Primula*-ს სახეობების ცის ექსპოზიციის საშუალო მაჩვენებელი და სტანდარტული გადახრა განსხვავებულ ჰაბიტატებში: ალპური ზონა (n=83), გაზაფხულის ტყე (n=100), ზაფხულის ტყე (n=140).

3.7.1. მცენარის ფენოლოგიური რიტმი

თითოეული სახეობისთვის ფენოლოგიური სტადიების საშუალო ხანგრძლივობის განსაზღვრამ აჩვენა, რომ ყველაზე ადრე ვეგეტაციას და ყვავილობას იწყებს მუხნარ-რცხილნარი ტყის სახეობა *P. woronowii*, რომელიც ყვავილობას ამთავრებს მანამ, სანამ ტყე სრულად შეიფოთლება (გრაფ.15).



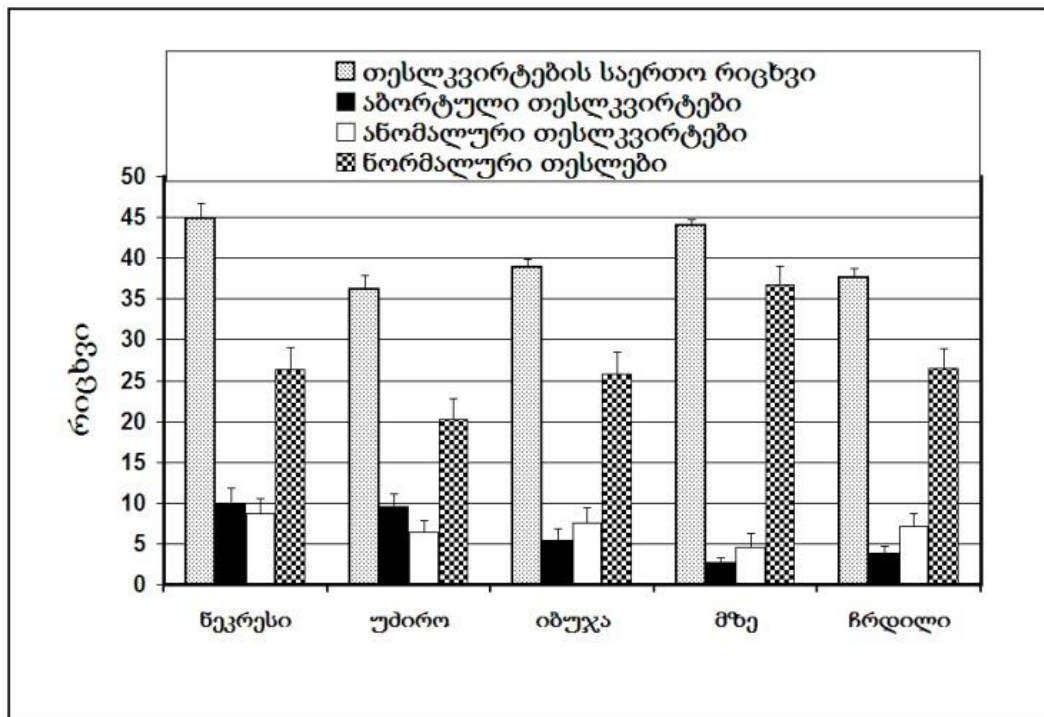
გრაფიკი. 15. ფურისულას სახეობების ფენოლოგიური სტადიები. შავი ხაზით აღნიშნულია, შერჩეულ ჰაბიტატში, თოვლის დნობის საშუალო დრო. დღეების ათვლა იწყება პირველ იანვარს და გრძელდება 365 დღე, სრული წელი.

შემდეგია, *P. macrocalyx*-ი, რომელიც ასევე ტყის სახეობას წარმოადგენს, მაგრამ *P. woronowii*-სგან განსხვავებით ის უფრო მოგვიანებით იწყებს და აგრძელებს ყვავილობას წიფლნარი ტყის სრული შეფოთვლის შემდეგაც. ალპური სახეობებიდან ყველაზე გვიან ყვავილობენ *P. amoena*-ს და *P. algida*-ს პოპულაციები, რომლებიც გავრცელებულია ალპურ სარტყელში, ზღვის დონიდან ყველაზე მაღალ სიმაღლეზე. მაშინ, როცა, *P. amoena*-ს სუბალპურ არყნარში მოზარდ ინდივიდებს ამ დროისთვის უკვე დამთავრებული აქვთ რეპროდუქციული პროცესი. იგივე შეიძლება ითქვას *P. algida*-ს შესახებ, რომლის ინდივიდები ადრე ამთავრებენ ყვავილობას სუბალპურ მდელოზე, მაგრამ დაჩრდილულ ადგილებში, მაგ. ტყის პირას, ჯერ კიდევ ყვავილობენ, როდესაც გაშლილ ადგილზე მოყვავილე ინდივიდებს მწიფე თესლი აქვთ. ე.ი. ფენოლოგიური

ფაზების მიმდინარეობა ალპურ სარტყელში განსაზღვრულია, როგორც ზღვის დონიდან სიმაღლის მიხედვით, ასე ადგილის მიკროტოპოგრაფიით და უპირველეს ყოვლისა ცის ექსპოზიციით.

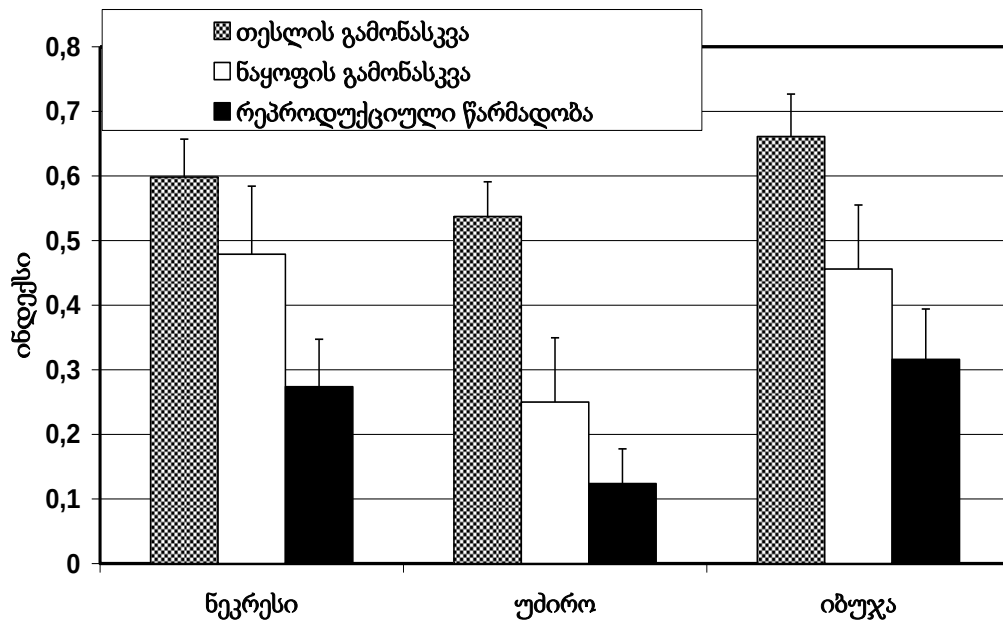
3.7.2. თესლწარმოქმნის პროცესი

განვსაზღვრეთ თესლკვირტების საერთო რიცხვი *P. woronowii* -ის სამ საკვლევ ადგილზე და დამატებით შევარჩიეთ ორი ნაკვეთი, სადაც ინდივიდები იზრდებოდნენ მუდვიად განათებულ (მზე) და მუდმივად დაჩრდილულ (ჩრდილი) ადგილას (გრაფ.16). ნორმალურად განვითარებული თესლების რაოდენობას შორის განსხვავება აშკარაა "მზის" და "ჩრდილის" ნაკვეთებზე ($p < 0.001$). რაც შეეხება ბუნებრივ ჰაბიტატებს კვლევის ადგილებში, აქ სხვაობა არ იყო ნათელი ($p > 0.05$). თესლის და ნაყოფის გამონასკვის შეფარდების და ფარდობითი რეპროდუქციული წარმადობის საშუალო მაჩვენებლები მნიშვნელოვან სხვაობას არ ავლენენ საკვლევ ადგილებს შორის.



გრაფიკი. 16. *P. woronowii*-ს სამ კვლევის ადგილზე (ნეკრესი; უძირო; იბუჯა; $n=40$). გამოთვლილია: თესლკვირტების საერთო რაოდენობა, აბორტული, ანომალური

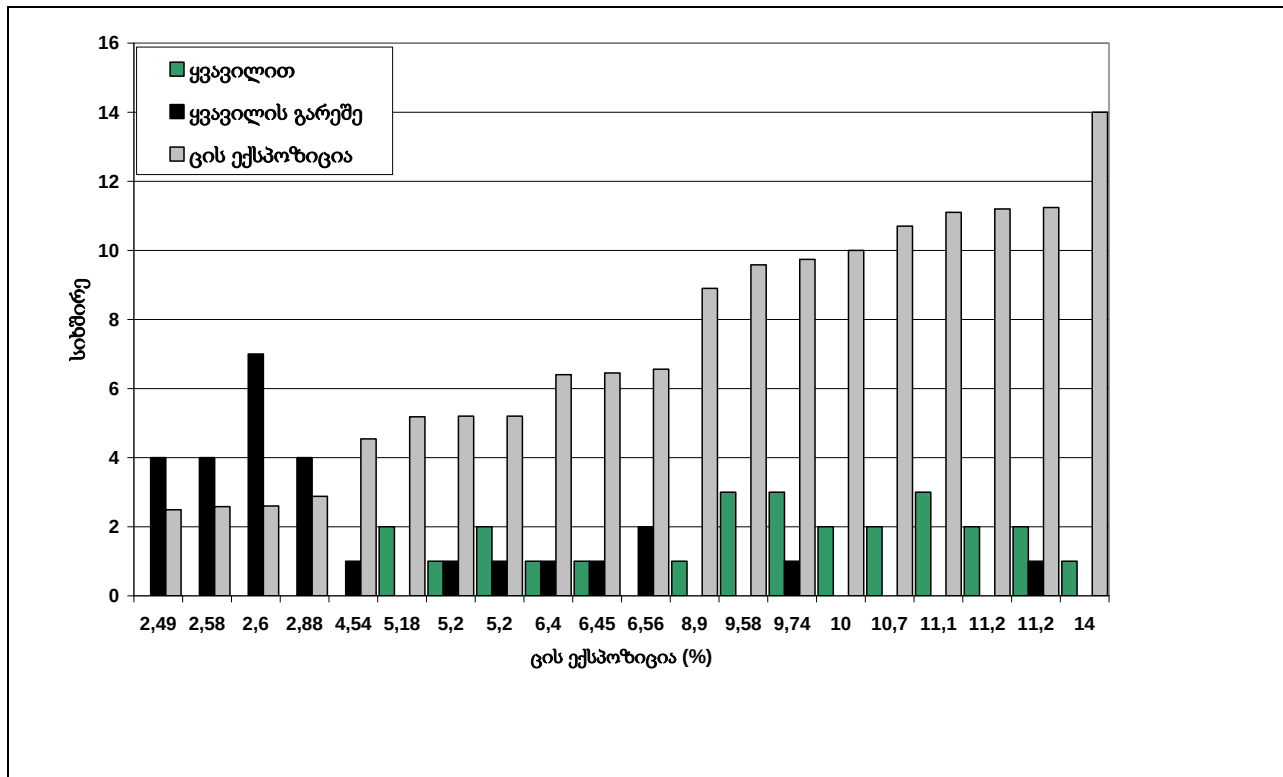
თესლკვირტების და ნორმალური თესლების საშუალო რიცხვი და სტანდარტული გადახრა.



გრაფიკი. 17. *P. woronowii*-ს სამ კვლევის ადგილზე (ნეგრესი; უძირო; იბუჯა; n=40) თესლის და ნაყოფის გამონასკვის შეფარდება და ფარდობითი რეპროდუქციული წარმადობა (RRS) .

საინტერესო შედეგია მიღებული, როდესაც განვსაზღვრეთ ყვავილიანი და უყვავილო ინდივიდთა სიხშირე განსხვავებული ცის ექსპოზიციის მქონე ნაკვეთებზე, ზაფხულში, სრულად შეფოთლილ ტყეში. ყველაზე დაბურულ საკვლევ ადგილზე (უძირო) ნანახი იქნა კანონზომიერება, როდესაც ცის ექსპოზიცია ნაკლები იყო 5%-ზე, ამ ადგილებში მოზარდი *P. woronowii*-ს არც ერთი ინდივიდი არ ივითარებდა ყვავილს (სურ.18). სხვა საკვლევ ადგილებში, ცის ექსპოზიციის ასეთი დაბალი მაჩვენებელი არ იყო დაფიქსირებული. ამიტომ, ყვავილობის ინიცირება ვერ დავუკავშირეთ ამ პარამეტრს, რადგან ცის ექსპოზიციის მინიმალური მაჩვენებელი სხვა ლოკაციებზე იყო 14%. აღსანიშნავია, რომ უყვავილო ინდივიდები გვხვდება განსხვავებული ცის

ექსპოზიციის შემთხვევაში, მაგრამ, ყვავილიანი ინდივიდი ვერ ვნახეთ 5%-ზე ნაკლები მაჩვენებლის მქონე ნაკვეთზე. ასეთი დაბურული ადგილი მდებარეობს ქვეტყის ელემენტების - თხილის, შინდისა და სხვა ბუჩქების ქვეშ. ამის მიუხედავად, *P. woronowii*-ს ინდივიდები მაინც იზრდებიან ასეთ ადგილებში, თუმცა არ ყვავილობენ.



გრაფიკი. 18. ცის ექსპოზიციის კავშირი ყვავილიანი და უყვავილო ინდივიდების სიხშირესთან *P. woronowii*-ს უძირის საკვლევ ადგილზე (n=20). ერთჯერადი აღწერის შედეგად მიღებული მონაცემები.

3.7.3. რეპროდუქციული წარმადობა დეგრადირებულ და კლიმაქსურ ტყეში

ერთსაფეხურიანი ვარიანსას ანალიზის (ANOVA) შედეგებმა საშუალება მოგვცა გამოგვევლინა ძალიან დიდი განსხვავება, დეგრადირებულ და კლიმაქსურ ტყეს

შორის, სახეობის ვიტალურობასა და ფერტილურობაში. რაც მისაღწევი აღმოჩნდა ფოთლისა და საყვავილე ღერძის სიგრძის, ასევე ნაყოფებისა და თესლკვირტების რიცხვის განსაზღვრით ($P < 0.05$) (ცხრილი. 7).

ცხრილი. 7. ერთგზიანი ANOVA-ს ტესტის შედეგი. დეგრადირებულსა და სრულყოფილ ტყეში ფურისულას შედარებითი დახასიათება შემდეგი ეკოლოგიური მახასიათებლებით: ფურისულას პროცენტული დაფარულობა, ფურისულას ინდივიდთა რიცხვი, მცენარე ნაყოფებით და ნაყოფების გარეშე, საყვავილე ღერძის სიმაღლე, თესლებიანი ნაყოფების რიცხვი, ცარიელი (თესლების გარეშე) ნაყოფების რიცხვი, ფოთლის სიგრძე, ფოთლების რიცხვი, თესლკვირტების რიცხვი. სარწმუნოება ($P < 0.05$).

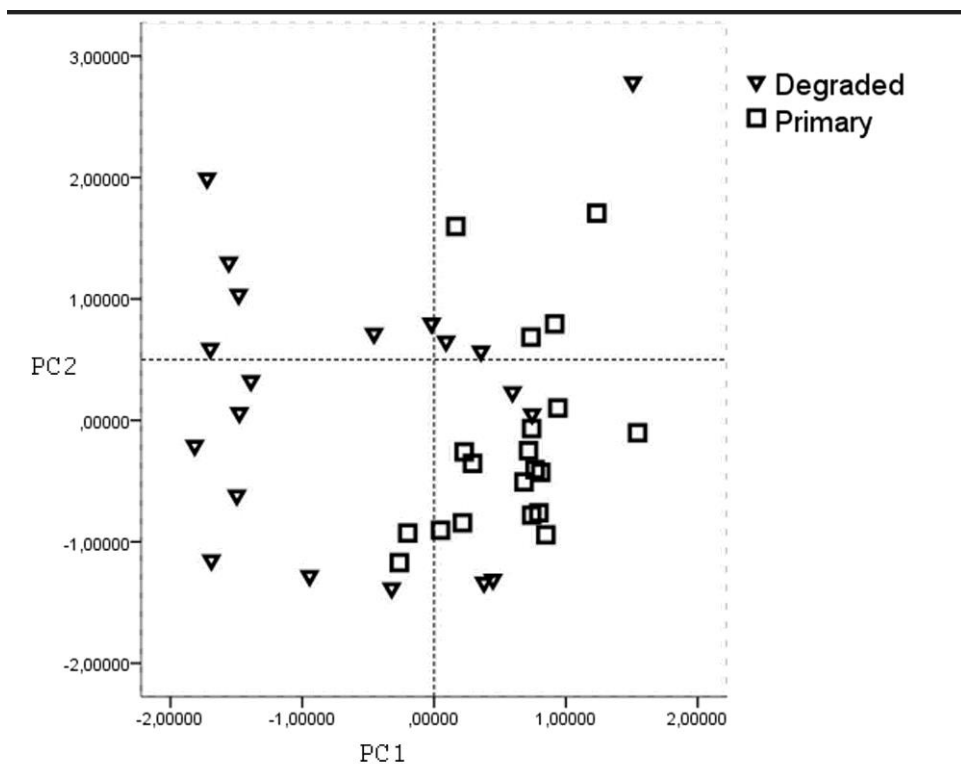
პარამეტრები	დეგრადირებული	კლიმაქსური	საშუალო	F	სარწმუნოება
ფურისულა %	11,55±7,60	7,75±5,46	144.400	3.292	.078
ფურისულა ინდ	5,60±3,64	3,90±2,15	28.900	3.224	.081
ნაყოფიანი	1,50±1,50	2,20±1,32	4.900	1.936	.172
უნაყოფო	3,85±4,13	1,70±1,62	46.225	4.687	.037
მცენარის სიმაღლე	15,00±13,29	28,75±4,20	1890.625	19.450	.000
სავსე ნაყოფი	2,75±3,09	6,30±1,72	126.025	20.126	.000
ცარიელი ნაყოფი	1,15±1,63	,95±1,23	.400	.191	.664
ფოთლის სიგრძე	21,80±2,35	25,55±2,70	140.625	21.887	.000
ფოთლის რიცხვი	5,30±1,92	4,90±1,71	1.600	.483	.491
თესლკვირტი	11,06±10,90	18,75±3,33	590.592	9.088	.005

პრინციპულ კომპონენტთა ანალიზმა გამოავლინა შემდეგი შედეგი: ყველაზე დიდი დატვირთვა გამოვლინდა PC1-ზე და PC2-ზე. ხოლო ყველაზე დაბალი PC3-ზე. ამიტომ ეს უკანასკნელი აღარ გამოვიყენეთ შემდგომი ანალიზისათვის (ცხრილი. 7).

ცხრილი. 8. პრინციპულ კომპონენტთა ანალიზის შედეგი. დეგრადირებულსა და სრულყოფილ ტყეში ფურისულას მდგომარეობის შედარებითი დახასიათება.

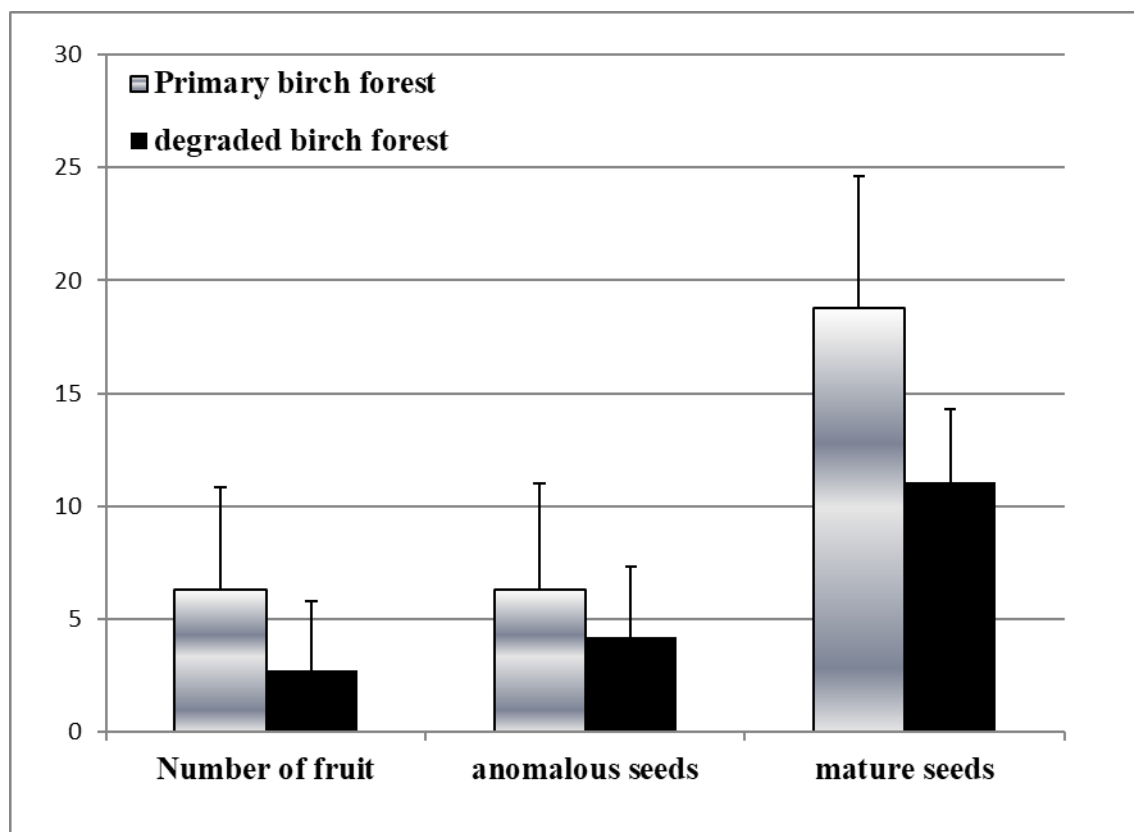
მახასიათებლები	Component		
	PC1	PC2	PC3
მცენარის სიმაღლე	,933	,173	-,063
უნაყოფო	-,898	,182	-,165
თესლკვირტი	,895	,183	-,164
სავსე ნაყოფი	,841	,013	-,395
ფოთლის სიგრძე	,509	,159	-,387
ფურისულა %	-,378	,891	-,021
ნაყოფიანი	,563	,741	,001
ფურისულა ინდ	-,642	,716	-,180
ცარიელი ნაყოფი	,342	,303	,777
ფოთლის რიცხვი	,297	,073	,662

ფაქტორული ანალიზის საფუძველზე ჩავატარეთ დისკრიმინანტული ანალიზი, მივიღეთ მრუდი, სადაც მოხდა დაჯგუფება დეგრადირებული და კლიმაქსური ტყის ჰაბიტატებისა ისეთი მახასიათებლების მიხედვით, როგორიცაა: მცენარის საყვავილე ღერძის სიმაღლე, მცენარეები ნაყოფის გარეშე, მცენარეები სავსე ნაყოფებით (გრაფ.19.).



გრაფიკი. 19. დისკრიმინაციული ფუნქციის ანალიზის შედეგები ტყის შესწავლილი 40 უბნისათვის. წერტილების გაშლის გრაფიკი ეფუძნება 10 პრინციპული კომპონენტიდან პრიორიზებულ 4 კომპონენტს. კომპონენტები მიღებულია ისეთი მახასიათებლებიდან, როგორებიცაა მცენარის სიმაღლე გენერაციული ორგანოს (ნაყოფის) გარეშე, ზუტკოების რაოდენობა და სავსე ნაყოფების რაოდენობა, რომლებიც პრინციპული ანალიზის დროს (PCA) იქნა გამოყენებული (n=40).

ნაყოფების გაანალიზებამ, როდესაც მოხდა თელკვირტების მიკროსკოპული კვლევა და დადგინდა ნორმალური და ანომალური თესლების რაოდენობა, გვიჩვენა, რომ განსხვავება თვალსაჩინოა კლიმაქსურ ტყესა და დეგრადირებულ არყნარს შორის (გრაფ. 20)



გრაფიკი. 20. ნაყოფების, ანომალური და მწიფე თესვები (საშუალო და სტანდარტული გადახრა) სრულყოფილსა და დეგრადირებულ ტყეში (n=40).

თავი 4. განხილვა

ჩვენი კვლევის შედეგებიდან ნათელი ხდება, რომ არყნარი ტყის ბუნებრივი აღდგენის მიმდინარეობისას, ჭურჭლოვან მცენარეთა სახეობრივი შემადგენლობის ცვლილება აშკარაა. აღდგენის პროცესი კი იწყება მეორადი სუბალპური მდელოებიდან, რომელიც ძალიან დიდი ხნის განმავლობაში, გამოყენებული იყო, როგორც საძოვრები. სახეობათა სიმდიდრის მაჩვენებელი ყველაზე მაღალი აღმოჩნდა პიონერულ სუქცესიურ სტადიაზე (36.6 ± 5.9), ეს იმიტომ, რომ აქ ორი, ისეთი ჰაბიტატის ტიპი ერევა ერთმანეთს, როგორიცაა სუბალპური მდელო და არყნარი ტყე, ანუ ორივე მათგანისათვის დამახასიათებელი სახეობები იზრდება ამ სტადიაზე. აქ ვხვდებით ტყის ელემენტებს, როგორც ხემცენარეების აღმონაცენების სახით (*Betula litwinowii*, *Salix caprea*, *S. kazbekensis*, და *S. kuznetzowii*), ასევე ბუჩქებს (*Rhododendron caucasicum*, *Daphne glomerata*, *Vaccinium myrtillus*, და სხვა.) ეს ბუჩქები მოგვიანებით, ლოგიკურ სუქცესიურ სტადიასა და კლიმაქსურ ტყეში ქრება, რადგან სუბალპური ბუჩქების დაფარულობა, მჭიდრო კორელაციურ დამოკიდებულებაშია ცის გახსნილობასთან და დაბურულ ტყეში ბუჩქები ნაკლებად იზრდება (Gómez-Aparicio et al., 2004). აღნიშნული ბუჩქები ძალიან მნიშვნელოვანი ინსტრუმენტია ხის აღმონაცენების დამკვიდრებისათვის. ცნობილია, რომ ტყის აღდგენის პროცესი გამოხატულია არა მხოლოდ ხემცენარეების არსებობით, არამედ აქ წარმოდგენილი ყველა სახეობის ურთიერთობითა და ფუნქციონირებით ეკოსისტემაში. მცენარის არსებობაზე ძალიან დიდ გავლენას ახდენს თანასაზოგადოების შემადგენლობა, აქ არსებული რთული ურთიერთობები გადამწყვეტია სახეობის ზრდა-განვითარებისთვის (Batllori et al., 2009; Wang et al., 2014). კვლევის შედეგები მიუთითებს, რომ როდესაც სუბალპურ მდელოზე იწყება ტყის აღდგენის პროცესი, იქმნება მცენარეთა გარკვეული სახეობრივი შემადგენლობა, რომელიც წარმოდგენილია ზოგიერთი ხემცენარის აღმონაცენით, ასევე ბუჩქებით და ქვეტყის შემადგენელი ბალახოვნებით, რომლებიც ასოცირებულია არყნარ ტყესთან. ბუჩქები და ზოგიერთი ხე არის ფაცილიტატორი, რომლებმაც უნდა უზრუნველყონ ხემცენარეების დამკვიდრება და ტყის ჰაბიტატის ჩამოყალიბება (Holl et al., 2000; Maestre, et al, 2003; Batllori et al., 2009).

ჩვენი კვლევის შედეგებიდან გამომდინარე, შეიძლება ვთქვათ, რომ ტყის აღდგენის პროცესის დაწყება მეორად სუბალპურ მდელოებზე, მნიშვნელოვნადაა დამოკიდებული ასეთი ბუჩქების გარკვეული ჯგუფის არსებობაზე. ზოგიერთი მათგანი შეიძლება წარმოვიდგინოთ, როგორც გამზრდელი ბუჩქი, რომელიც მნიშვნელოვანი ფაცილიტატორის როლს თამაშობს ხემცენარის დამკვიდრებაში. ბევრი მათგანი განვითარების სხვადასხვა სტადიაზე პასუხისმგებელნი არიან ხის აღმონაცენების გადარჩენასა და დამკვიდრებაზე (Holzapfel & Mahall, 1999, Vila' & Sardans, 1999; Kitzberger, et al. 2000). ეს პიონერული სახეობები ხელს უწყობენ რეფორესტაციის წარმატებით განხორციელებას და აღნიშნული ტექნიკა შეიძლება გამოყენებული იქნეს ტყის ხელოვნური აღდგენის პროცესის ეფექტურად წარმატვისათვის (Clements, 1916; Addicot 1984; Gómez-Aparicio et al., 2009). ამას ძალიან დიდი მნიშვნელობა აქვს, როდესაც ხდება ეკოლოგიური აღდგენა, გარკვეული კვლევის საფუძველზე შემუშავებული მეთოდოლოგიით. ეს, ხელოვნური აღდგენისაგან განსხვავებით, იძლევა ბიომრავალფეროვნების ზრდის საშუალებას, განახლებულ ჰაბიტატში. რადგან ასეთი ეკოსისტემა გაცილებით მდგრადი და ბუნებრივი იქნება. აღნიშნული ტიპის ეკოლოგიური აღდგენის პროცესი კი ქმნის ეკოსისტემის სრულყოფილად ფუნქციონირების პერსპექტივას (Naeem, 2006; Brudvig, 2011).

როგორც ლიტერატურული წყაროებიდან ირკვევა, პიონერული სუქცესიური სტადია იცვლება 4-5 წლის განმავლობაში, როდესაც აქ ახალი სახეობები ჩნდება (Dierschke, 1994; Schmidt et al., 2008). ყაზბეგში, ჩვენმა კვლევამ, მოცემულ სუქცესიურ სტადიაზე, გვიჩვენა, რომ არყის ხის აღმოცენება დაიწყო თესლის ბანკში არსებული თესლებიდან და აღმონაცენების ასაკი დაახლოებით 5 წლით განისაზღვრებოდა. ცნობილია, რომ თესლის ბანკი ასრულებს უმნიშვნელოვანეს როლს ტყის ბუნებრივი აღდგენის მიმდინარეობისას (Taiwo1 et al., 2018).

ჩვენი კვლევის შედეგებმა ნათელი გახადა, რომ არყნარი ტყის აღდგენის პიონერული სუქცესიური სტადია და ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონი ძლიერ ემსგავსება ერთმანეთს მცენარეთა სახეობრივი შემადგენლობით. ეს მსგავსება კი განისაზღვრება ძირითადად ბუჩქებით, რომლებიც ჩნდება არყნარი ტყის ბუნებრივი აღდგენის საწყის

ეტაპზე. ეს ბუჩქებია: *Daphne glomerata*, *Empetrum caucasicum*, *Rhododendron caucasicum* და *Vaccinium myrtillus*. აღნიშნული მცენარეები იზრდებიან ძირითადად ღია ადგილებში და ქრებიან, როდესაც ფორმირდება ტყის ჰაბიტატი და იქმნება ვარჯის შეკრულობა. ასე მაგალითად, როდესაც ჩამოყალიბდება ლოგიკური სუქცესიური სტადია, იქ თითქმის ვეღარ შეხვდებით აღნიშნულ ბუჩქოვან სახეობებს, რადგან ძალიან დიდია დაფარულობა და ვარჯის შეკრულობის მაღალი მაჩვენებელი ფიქსირდება. ტყის აღდგენის მიმდინარეობისას, ძალიან დიდი მნიშვნელობა აქვს ისეთი ტიპის მცენარეების არსებობას (ზოგიერთი ხის აღმონაცენი და ბუჩქი), რომელთაც შესწევდეთ უნარი, რომ გაუმკლავდნენ სტრესულ გარემო პირობებს და შესაბამისად, დახმარება გაუწიონ ხის აღმონაცენებს, რომელთაც სჭირდებათ დაცვა (Vieira et al., 1994; Kremer et al., 2014).

სწორედ ამ საკითხთან დაკავშირებით ჩატარებულმა, თესლის გაღივების ექსპერიმენტმა, მოგვცა ძალიან საინტერესო შედეგი. განსხვავებულ სინათლის პირობებში მოხდა არყის ხის (*Betula litwinowii*) და დეკას (*Rhododendron caucasicum*) თესლების გაღივების პროცესი და აღმოჩნდა, რომ ჩანასახოვანი ფესვის გამოსვლა, არყის ხის თესლიდან, სხვადასხვა პირობებში მარტივად ხდება, მაგრამ აღმონაცენი ძალიან მგრძნობიარეა დაბალი ტენიანობის მიმართ და იღუპება მალევე, თუ შემცირდა ტენიანობა. ხოლო, დეკას აღმონაცენები საკმაოდ რეზისტენტულია გამოშრობის პირობებშიც (Akhalkatsi et al., 2018).

ჩვენი ექსპერიმენტის შედეგებზე დაყრდნობით შეიძლება ითქვას, რომ ამ ორი საკვლევი სახეობის აღმოცენება და დამკვიდრება აბსოლუტურ შესაბამისობაშია მათ გავრცელებასთან ბუნებრივ პირობებში. *R. caucasicum*-ის თესლები აღმოცენდება და კარგად მკვიდრდება ღია ჰაბიტატში, განათებულ პირობებში. მაგრამ მას არ შეუძლია გადარჩეს, როდესაც უკვე იქმნება არყნარი ტყის ჰაბიტატი, სადაც ვარჯის შეკრულობა უმლის ხელს მას, რომ მიეწოდოს საკმარისი განათება. ხოლო, რაც შეეხება *B. litwinowii*-ის აღმონაცენებისთვის, როგორც უკვე აღვნიშნეთ, აუცილებელია დეკას ბუჩქების არსებობა, რომ მოახდინოს მისი დაცვა და შეუნარჩუნოს ტენიანობა, რომელიც ასე აუცილებელია არყის აღმონაცენების გადარჩენისთვის.

ჩვენ ვერ ვნახეთ კორელაციური კავშირი ნიადაგში თესლების რაოდენობას, გაღივებულ თესლებსა და დამკვირდებულ აღმონაცენებს შორის. რის საფუძველზეც შეიძლება ითქვას, რომ განმსაზღვრელი ფაქტორი, აღმონაცენების წარმატებით დამკვიდრებისათვის, არის მის გვერდით სხვა სახეობების არსებობა, რამაც უნდა შეუქმნას ხელსაყრელი მიკროკლიმატი. ეს ყველაფერი ერთად კი, სრულყოფილი თანასაზოგადოების ჩამოყალიბების საფუძველია (Akhalkatsi et al., 2018).

როგორც უკვე აღვნიშნეთ, პიონერულმა სუქცესიურმა სტადიამ და ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონმა გვიჩვენა მნიშვნელოვანი მსგავსება სახეობრივი შემადგენლობითა და მრავალფეროვნებით. კვლევის შედეგად აღმოჩნდა, რომ არყის ხეების სიმაღლე (1-3 მ) პიონერულ სუქცესიურ სტადიასა და ტყის ზედა საზღვრის ეკოტონზე მსგავსია. ჩვენი აზრით, ეს მსგავსება იმითაა განპირობებული, რომ ორივე მათგანზე წარმოდგენილია ტყის აღდგენის სასტარტო პროცესი, რომელიც ტყის ზედა საზღვარზე ვერ განვითარდა და შეწყდა ამ ეტაპზე, რადგან მკაცრმა კლიმატურმა პირობებმა შეუშალა ხელი ტყედ ჩამოყალიბებას. ცნობილია, რომ აღმონაცენები ძალიან ნელა იზრდება შეზღუდული საკვებისა და არახელსაყრელ მიკროკლიმატურ პირობებში. გარემო პირობები, რომელიც მოიცავს ასევე, მცენარეთა ურთიერთობებსაც ერთმანეთთან, ძლიერ გავლენას ახდენს ხეების ჩამოყალიბებაზე (Holl et al., 2000).

ტყის ზედა საზღვრის შესწავლის დროს, აღმოჩნდა რომ არყის ხემ, გარკვეულწილად, განიცადა ვერტიკალური მიგრაცია. ჩვენს მიერ დაფიქსირებული ბოლო ინდივიდი იზრდებოდა 125 მეტრით ზემოთ, ვიდრე ეს აღწერილი იყო 2002 წელს. ლიტერატურული წყაროებიდანაც ცნობილია, რომ მას შემდეგ რაც დაფიქსირდა ტემპერატურის მატება, ტყის ზედა საზღვარმა გადაინაცვლა უფრო მაღალ სიმაღლეებზე და ამის განმსაზღვრელი ფაქტორი კლიმატის გლობალური ცვლილებაა (Gottfried et al., 2012). ზემოაღნიშნულის საფუძველზე ვფიქრობთ, რომ უკიდურესად აუცილებელია, ჩატარდეს მუდმივი მონიტორინგი ტყის ზედა საზღვრის მდებარეობის დასადგენად, კლიმატის ცვლილებასთან კავშირში. ამის მიხედვით შეიძლება ჩვენი საკვლევი რეგიონის მცენარეულობის მდგომარეობის საკმაოდ ინფორმაციული და სრულყოფილი შეფასება.

საბოლოოდ, შეიძლება ითქვას, რომ სუბალპური ტყის აღდგენის პროცესის დაწყება ახლო კავშირშია კლიმატურ ცვლილებებთან. ბევრი ავტორი მიიჩნევს, რომ კლიმატის როლი მცენარეთა რეგენერაციის საკითხებში, მნიშვნელოვანია (Hedhly et al., 2009), რადგან აღმონაცენების გამოჩენა, ჩვეულებრივ, სინქრონულადაა დაკავშირებული გარემოს სეზონურ ცვლილებებთან (Baskin & Baskin, 1998; Fenner & Thompson, 2005). ეს კი უკავშირდება, გარემოს ტემპერატურული ცვლილების გავლენით, თესლის მოსვენების მდგომარეობიდან გამოსვლას და აღმოცენებას (Benech-Arnold et al., 2000). ზემოთ აღნიშნულ პროცესებზე გავლენას ახდენს კლიმატური ცვლილებები, რადგან ტემპერატურის მატება ორივე პროცესის ინიცირების გამომწვევია (Fenner & Thompson, 2005).

ჩვენი აზრით, კონკრეტულად, ჩვენს საკვლევ არეზე, ყაზბეგის მუნიციპალიტეტში, ასეთი მასობრივი რეფორესტაცია გამოიწვია ცხვრების მიერ უკონტროლო ძოვების შემცირებამ. თავდაპირველად ცხვრის დიდი რაოდენობით მოშენებამ და გადაჭარბებულმა ძოვებამ მოახდინა ფერდობების გადაქცევა მეორად სამოვარ მდელოებად. თუმცა, რასაკვირველია, ტყის დიდი ფართობების გაჩეხვა და გადაწვა მოხდა ანთროპოგენური ზემოქმედებით, რასაც თან ერთვის ცხვრების გამრავლება ყაზბეგში. 1990 წლიდან კი მათი რაოდენობა შემცირდა, შესაბამისად ძოვების უარყოფითი გავლენა მოიხსნა ფერდობებზე, რამაც გამოიწვია ტყის აღდგენის ინიცირება და დაახლოებით 10-15 წელში სამოვარი მდელოები, პიონერული სუქცესიური სტადიის გავლის შემდეგ, მიაღწია ლოგიკურ სუქცესიურ ეტაპს, რომელსაც უკვე შეიძლება ეწოდოს არყნარი ტყე. შეიძლება ითქვას, რომ რეფორესტაციის მთავარი განმაპირობებელი ფაქტორი, ჩვენს საკვლევ არეზე, არის უარყოფითი ანთროპოგენური ზეგავლენის შემცირება, მაგრამ ეს პროცესი წარმატებით ხორციელდება კლიმატურ ცვლილებებთან კავშირში. ჩვენ კი ვიცით, რომ კლიმატის გლობალური ცვლილება არსებული რეალობაა, რომელიც მნიშვნელოვან გავლენას მოახდენს დედამიწაზე მიმდინარე ბიოლოგიურ პროცესებზე. ბოლო დროს გარემოს ტემპერატურამ მნიშვნელოვნად მოიმატა და პროგნოზირებენ, რომ XXI საუკუნის ბოლოს, გლობალური დათბობის შედეგად, საშუალო ტემპერატურა 4-6°C-ით გაიზრდება (Solomon et al.,

2007; Houghton, 2001). თუმცა, ჩვენ არ ვიცით რა ხდებოდა, თესლის გაღვივების თვალსაზრისით, იმ პერიოდში, როდესაც ინტენსიური მოვება მიმდინარეობდა ყაზბეგის ფერდობებზე. ცხვრის მიერ მოვების შეწყვეტამ განაპირობა აღმონაცენების დამკვიდრება. გარდა მოვების უარყოფითი ეფექტისა, ცხვარს აქვს უნარი ისე გატკეპნოს ნიადაგი, რომ არ მისცეს საშუალება მცენარეს აღმოცენდეს და განვითარდეს, უფრო მეტიც, ანადგურებს მთლიანად არსებულ ბალახეულობას. სწორედ უარყოფითი გავლენის მოხსნამ, განაპირობა აღმონაცენების წარმატებით დამკვიდრება (Gill, 1992). კვლევამ საშუალება მოგვცა დაგვედგინა, რომ ანთროპოგენური ზემოქმედებით გამოწვეული საშიშროება სუბალპური არყნარისათვის ძალიან დიდ მასშტაბებს იძენს, ცვლილებები თვალსაჩინოა იმ ტყეებში, სადაც შეინიშნება ტყის ჭრა და უკონტროლო მოვების პროცესი (Hämäl-Ahti, 1963; Thannheiser, 1975; Fremstad, 1997; Nordisk Ministerred, 1998).

ვინაიდან, ამ ტერიტორიებზე არყნარი ტყე იყო დიდი ხნის წინ, სავარაუდოდ, აქ უნდა შემონახულიყო თესლის ბანკი, რომელმაც შემდგომ დასაბამი მისცა ტყის განახლებას. თესლის ბანკი არის საუკეთესო საშუალება, იმისათვის, რომ მძიმე პირობებში გადარჩეს სახეობა და აღდგეს დაზიანების შემდეგ (Freedman et al. 1982; Gartner et al., 1983; Shaver et al. 1983; Ebersole 1989). ჩამარხული თესლები, განსაკუთრებით ცივ პირობებში საუკუნეების (295 ± 75 წელი) განმავლობაში შეიძლება იყოს მოსვენების მდგომარეობაში და შეძლოს აღმოცენება, როგორც კი დაუდგება ხელსაყრელი პირობები (McGraw et al. 1991; Priestley 1986). თესლის ბანკი არის ძალიან მნიშვნელოვანი განმსაზღვრელი ეკოლუციური პროცესისა, კლიმატური ცვლილებების თვალსაზრისით (Templeton & Levin 1979; Vavrek et al. 1991).

კვლევების შედეგად დადგენილია, რომ არყის სხვადასხვა სახეობის თესლის ბანკი საკმაოდ გრძელვადიანია და განამარხებული თესლებიდან გაღვივების მაღალი პროცენტული მაჩვენებელიც არის გამოვლენილი (Bliss 1958, Viennao et al. 1993; Thompson et al. 1997). თესლის ბანკისა და გაღვივების უნარიანი თესლების, განსაკუთრებით მაღალი რაოდენობრივი მაჩვენებელი, ალპურ სარტყელში შესწავლილ არყში გამოვლინდა (Alsos, et al., 2003).

სახეობრივი მრავალფეროვნების ცვლილება აშკარაა როგორც სუბცესიური სტადიების მონაცვლეობისას, ასევე ტყეზე უკონტროლო ანთროპოგენური ზემოქმედების შედეგადაც. ჩვენმა კვლევამ გამოავლინა, რომ სახეობათა ყველაზე მცირე რიცხვი იზრდება დეგრადირებული ტყის ჰაბიტატში (22.7 ± 3.8). აქ საკმაოდ შემცირდა მცენარეული სახეობები, რადგან ცნობილია, რომ ჰაბიტატის დეგრადაცია იწვევს ტყის ტიპური სახეობების მნიშვნელოვანი ნაწილის გაქრობას და შესაბამისად, სახეობათა მრავალფეროვნების შემცირებას (Honnay & Jacquemyn, 2007). ტროპიკული ტყეების განადგურების შესახებ კვლევებმა აჩვენა, ჰაბიტატის დეგრადაცია რაოდენ უარყოფით გავლენას ახდენს სახეობრივ მრავალფეროვნებასა და ეკოსისტემის ფუნქციონირებაზე (Turner, 1996; Laurance et al., 1998). ეს ასევე საკმაოდ დიდი წნეხია სოციალური, კულტურული და ეკოლოგიური თვალსაზრისით (Sasaki & Putz, 2009).

როგორც ცნობილია, უმნიშვნელოვანესი საკითხია მცენარეთა ვიტალურობასთან ერთად, მათი ფერტილურობის კვლევა. ამისათვის შევარჩიეთ მცენარე ფურისულა, რომელიც სუბალპური არყნარი ტყის ინდიკატორ სახეობას წარმოადგენს და დავადგინეთ მისი მგრძნობელობა ჰაბიტატის დეგრადაციის მიმართ. შევისწავლეთ ამ მცენარის თესლწარმოქმნის პროცესი, ხელშეუხებელ კლიმაქსურ ტყესა და დეგრადირებულ ჰაბიტატებში. სხვაობა თვალსაჩინოა, რადგან გაცილებით უფრო დაბალი რეპროდუქციული წარმადობა გამოიკვეთა იმ ჰაბიტატში, სადაც შეინიშნება მძიმე ანთროპოგენური წნეხი, ხეების ნაწილი გაჩეხილია, ნაწილი კი ფორმა დაკარგული და დეგრადირებული. ცის ექსპოზიციაც, რომელიც წარმოადგენს მნიშვნელოვან მიკროკლიმატურ პარამეტრს, საკმაოდ განსხვავდება ამ ორ, სხვადასხვა ჰაბიტატში. მნიშვნელოვანი კორელაცია ვნახეთ აღნიშნულ მაჩვენებელსა და რეპროდუქციული ორგანოების ისეთ რაოდენობრივ პარამეტრებს შორის, როგორიცაა ყვავილებისა და ნაყოფების რიცხვი (Togonidze & Akhalkatsi, 2015; Honnay & Jacquemyn, 2007).

ჩვენი აზრით, მნიშვნელოვანი მონაცემია ცის ექსპოზიციის ზღვრული მაჩვენებლის (5%) არსებობა ფურისულას გავრცელების ადგილას, რომლის პირობებში მოზარდი ინდივიდები არ ივითარებენ ყვავილებს. უნდა ავღნიშნოთ, რომ ასეთი დაბურული ტყე არის ზაფხულის განმავლობაში, როდესაც მცენარეს დამთავრებული

აქვს ყვავილობა და ფაქტიურად თესლწარმოქმნის პროცესიც. მაგრამ, მთავარია, რომ სწორედ ამ პერიოდში ხდება რეპროდუქციული მერისტემის ჩამოყალიბება და ყვავილის პრიმორდიუმის განვითარება, რომელიც მეორე წელს უნდა გაიშალოს. მოსალოდნელია, რომ მცენარე რეაგირებს დაბალ განათებულობასა და მისგან გამოწვეულ მიკროკლიმატურ პირობებზე და არ ივითარებს ყვავილს, რადგან გაზაფხულზე, მართალია, ცის ექსპოზიცია მეტია შეფოთვლამდე, მაგრამ, ალბათ საკმარისი არ იქნება წარმატებული რეპროდუქციისთვის. ამისი ინდუცირება, შესაძლებელია ხდებოდეს დაბურულ გარემოში მოზარდი ინდივიდის შეზღუდული ფოტოსინთეზისა და სამარაგო ნივთიერებების მცირე რაოდენობის გამო (ლარხერი, 2006; კორნერი, 2008).

მიღებული შედეგები მიუთითებენ, რომ ადრე გაზაფხულზე მოყვავილე ფურისულას სახეობების თესლწარმოქმნის თავისებურებები, რომელთა რეპროდუქცია ხორციელდება ტყეში ხეების შეფოთვლამდე, მნიშვნელოვან კორელაციურ დამოკიდებულებას ამჟღავნებს ცის ექსპოზიციით განპირობებულ მიკროკლიმატურ ფაქტორებთან, როგორიცაა: განათების ინტენსივობა, ტემპერატურა და ტენიანობა. მოსალოდნელია, რომ კლიმატის ცვლილებით გამოწვეულმა ადრე ან გვიან დაწყებულმა სავეგეტაციო სეზონმა, ტყის სახეობებში, გავლენა იქონიოს ამ მცენარეების წარმატებულ რეპროდუქციაზე და გამოიწვიოს ყვავილობის გარკვეული სტადიების გადანაცვლება. ეს კი თავის მხრივ გავლენას მოახდენს თესლწარმოქმნის რაოდენობრივ და ხარისხობრივ მაჩვენებლებზე, რაც საბოლოოდ განსაზღვრავს მცენარის გამრავლებას და სახეობის გადარჩენას. საბოლოოდ კი უნდა ითქვას, რომ ჰაბიტატის დეგრადაცია, რომელიც გამოწვეულია ანთროპოგენური ზემოქმედებით, შეიძლება წარმოვიდგინოთ როგორც სცენარი, რომელიც შესაძლოა განვითარდეს, როდესაც გლობალური კლიმატური ცვლილება მიიღებს მასშტაბურ სახეს. ეს დიდი წნეხი იქნება ისეთი მცენარეებისთვის, როგორიცაა ჩვენი კვლევის ობიექტი ფურისულა.

დასკვნები და რეკომენდაციები

ჩვენი კვლევის შედეგად, ყაზბეგის რეგიონში, რომელიც ხორციელდებოდა გერმანია-საქართველოს ერთობლივი პროექტის "AMIES-საქართველოს მაღალმთიან რეგიონებში გარემოში მიმდინარე და სოციალურ პროცესებს შორის არსებული მრავლობითი ურთიერთკავშირების ანალიზი - ინტერდისციპლინარული კვლევა მდგრადი მიწათმოქმედების, ლანდშაფტების განვითარებისა და ცხოვრების ხარისხის გაუმჯობესების ხელშესაწყობად" და რომელიც დაფინანსდა "ფოლკსვაგენის" ფონდის მიერ, შესაძლებელია დავასკვნათ:

1. ტყის ჰაბიტატზე უკონტროლო ანთროპოგენური ზემოქმედება იწვევს მცენარეთა სახეობრივი მრავალფეროვნების შემცირებას ეკოსისტემაში.
2. დეგრადირებულ ჰაბიტატში მცენარის თესლწარმოქმნის პროცესი ფერხდება.
3. ჩვენს მიერ შესწავლილ პიონერული სუქცესიური სტადიისა და ტყის ზედა საზღვრის მსგავსება შეიძლება აიხსნას მსგავსი ბუჩქების არსებობით ორივე ჰაბიტატის ტიპში.
4. არყნარი ტყის აღდგენისა პიონერულ სუქცესიურ სტადიასა და ტყის ზედა საზღვარს შორის მსგავსება გვაფიქრებინებს, რომ ეს უკანასკნელი წარმოადგენს იგივე ტყის აღდგენის საწყის სტადიას, თუმცა ვერ მოხდა მისი შემდგომი განვითარება, გარემოს არახელსაყრელი პირობების გამო.
5. ჩვენი კვლევის შედეგები საშუალებას გვაძლევს, მოვახდინოთ ტყის ბუნებრივი აღდგენის პროცესის მოდელირება, რომ შემუშავდეს ტყის ხელოვნური აღდგენისათვის სრულყოფილი რეკომენდაციები.
6. იმისათვის, რომ მოხდეს ტყის ბუნებრივი აღდგენა, იქმნება სახეობათა გარკვეული კომბინაციური შემადგენლობა, რომელიც ხელს შეუწყობს და შექმნის ხელსაყრელ გარემოს ტყის განვითარებისა და დამკვიდრებისათვის.

ბიბლიოგრაფია

1. ახალკაცი, მ. „ტყის ჰაბიტატების აღდგენა საქართველოში. კავკასიის ეკორეგიონი“. *მწიგნობარი, თბილისი*. (2015).
2. აბდალაძე, ო., გობეჯიშვილი, რ., ნახუცრიშვილი, გ., ნეიძე, ვ.. „ხევი“. (1998). *WWF* თბილისი.
3. გაგნიძე რ. „საქართველოს ფლორის მრავალფეროვნება ” . წიგნში: საქართველოს ბიოლოგიური და ლანდშაფტური მრავალფეროვნება, რედ-ები ბერუჩაშვილი ნ., კუმლინი ა., ზაზანაშვილი ნ. (თბილისი: I ეროვნული კონფერენციის მასალები, (1999, მაისი).
4. კიორნერი, ქ. ალპურ მცენარეთა ეკოლოგია. *ილიას უნივერსიტეტის გამომც.* თბილისი. (2008).
5. ლარხელი, ვ. მცენარეთა ეკოლოგია, (2006). (თბილისი: უნივერსალი).
6. სახოკია, მ. “ხევის სათიბ-სამოვრების აგრობოტანიკური მიმოხილვა და გაუმჯობესების ღონისძიებანი”. თბილისი, *მეცნიერება*. (1983).
7. Sakhokia M., and E. “Khutsishvili Conspectus florae plantarum vascularium Chewii”. (Tbilisi: *Metsniereba*). (1975).
8. ქვაჩაკიძე, რ. “საქართველოს ტყეები”. თბილისი, *მეცნიერება*. (2001).
9. ქვაჩაკიძე, რ. “საქართველოს მცენარეულობა”. თბილისის ბოტ. ბაღი და ბოტ. ინსტ., თბილისი. (2009).
10. ქვაჩაკიძე, რ., იაშადაშვილი კ., ლაჩაშვილი ნ. „საქართველოს ძირეული ტყეები, ანთროპოგენური სუქცესიები, აღდგენა, რეკონსტრუქცია“. (2004) .თბილისი.
11. Aas, B., Faarlund, T.“ The Holocene history of the Nordic mountain birch belt. In: Wielgolaski FE (ed) Nordic mountain birch ecosystems“. *UNESCO, Paris and Parthenon New York*, (2001). pp, 5-22.
12. Abramian, A. G. „Dynamics and interrelations of vegetation groups at timberline in northern Armenia“. *Izvestiya AN Armianskoy SSR*, IX, (1965). No. 9. (In Russian).

13. Addicot, J. H. “Mutualistic interactions in population and community processes”. Pages 437–455 in P. W. Price, C. N. Slobodchikoff, and W. S. Gauss, editors. *A new ecology: novel approaches to interactive systems*. Wiley, New York, USA (1984).
14. Akhalkatsi, M., Togonidze, N., Arabuli, G., Goginashvili, N, Smith., Wk. “Birch Forest and Rhododendron on North-Facing Slopes in Central Greater Caucasus”. *International Journal of Research Studies in Science, Engineering and Technology*. (2018). 5(6) PP 14-27.
15. Akhalkatsi, M. „Habitats of Georgia“. (2009) GTZ, Tbilisi.
16. Akhalkatsi, M., Abdaladze, O., Nakhutsrishvili, G., Smith, W.K.. „*Rhododendron caucasicum* and microtopography extend the *Betula litwinowii* alpine treeline (Caucasus Mountains, Georgia)“. *Arct. Antarct. Alp. Res.* (2006). 38, 4:481-488.
17. Alsos, I.G., Engelskjøn, T., and Brochmann, C. “Allozyme variation in *Betula nana*, *Campanula rotundifolia* ssp. *giesekiana*, and *Vaccinium uliginosum* ssp. *microphyllum* in Svalbard”: imp. (2002).
18. Anschlag K, Broll G, Holtmeier F-K. “Mountain birch seedlings in the treeline ecotone, subarctic Finland: variation in aboveand below-ground growth depending on microtopography”. *Arct Antarct Alp Res.* (2008). 40: 609–616.
19. Aradotti, A.L., Arnalds, O. “Ecosystem degradation and restoration of birch woodlands in Iceland. In: Wielgolaski FE (ed) *Nordic mountain birch ecosystems*”. *UNESCO, Paris and Parthenon New York*, (2001). pp, 293-306.
20. Baskin CC, Baskin JM. *Seeds: „Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination“*. *Academic Press, San Diego*. (1998).
21. Batllori E, Camarero JJ, Ninot JM, Gutie ´rrez E. “Seedling recruitment, survival and facilitation in alpine *Pinus uncinata* tree line ecotones. Implications and potential responses to climate warming”. *Global Ecology and Biogeography*. (2009). 18: 460– 472.
22. Bäck, L., Josefsson, M., Strumquist, L. “Land capability, recreational land-use and conservation strategies in a sensitive mountain environment”. *Uppsala Naturgeogr Inst.* (1989). 73:1-68.
23. Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller W., Courchamp, F. “Impacts of climate change on the future of biodiversity”. *Ecology Letters* (2012). 15: 365–377.
24. Benech-Arnold RL, Sanchez RA, Forcella F, Kruk BC, Ghersa CM. „Environmental control of dormancy in weed seed banks in soil“. *Field Crops Research*. (2000). 67: 105– 122.

25. Bliss, L.C. "Seed germination in arctic and alpine species". *Arctic*, (1958). 11: 180–188.
26. Brudvig LA. "The restoration of biodiversity: where has research been and where does it need to go" ? *Am J Bot.* (2011). 98(3):549-558.
27. Callaghan, T.V. Biospheric feedback mechanisms to a changing climate in the North In: Holten, J.I., Oechel, W.C. eds. "Impacts of climatic change on natural ecosystems with emphasis on boreal and arctic/alpine areas". *NINA/DN, Trondheim, Norway*, pp, (1993). 9-11.
28. Chapman, W.L. and Walsh, J.E. "Recent Variations of sea Ice and Air Temperature in High Latitudes". *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, (1993). 74:33-47.
29. Chhetri, S.B., and Rawal D.Sh. "Germination Phenological Response Identifies Flora Risk to Climate Change". *Climate*. (2017). 5, 73.
30. Clements, F. E. "Plant succession". Carnegie Institution of Washington Publication. (1916). 242.
31. Davis, LS., Barret, RH "Spatial integration of wildlife habitat analysis with longterm forest planning over multiple-owner landscapes". In: Le Master, DC., Sedjo, RA., Balestreri, SA. Eds. "Modeling sustainable forest ecosystems". Washington State University. Press, Pullman Washington, . (1992). pp, 143-154.
32. Dierschke, H. „Pflanzensoziologie“. (1994). Ulmer, Stuttgart.
33. Dirnböck, T., Essl, F. and Rabitsch, W., „Disproportional risk for habitat loss of high-altitude endemic species under climate change“. *Global Change Biology*, (2011). 17(2).
34. Dolukhanov, A. G. „Timberline in the mountains in the eastern part of the Lesser Caucasus. Verkhniy predel lesa v gorakh vostochnoy chasti malogo Kavkaza“. *Baku. Ser.* (1932). D, 3. (In Russian.)
35. Dolukhanov, A. G. „On the question of dependence of treeline on the degree of continentality of climate“. *Problemy Botaniki*, IX. Moscow-Leningrad. (1967). (In Russian.)
36. Dolukhanov, A. G. "Rastitel'nost Gruzii (Vegetation of Georgia)". Tbilisi, Metsniereba. (1989). (In Russian).
37. Dolukhanov, A.G. "Subalpine elfin woodland of the Caucasus". In: To Academician V.N. Sukachev in His 75th Year [akademiku V.N. Sukachevu k 75-letiyu so dnya rozhdeniya]. (1956). Moscow.

38. Dolukhanov, A.G. “Regular geographic variations of vegetation at timberline in mountains of the Transcaucasus”. *Problemy Botaniki*, VIII. Moscow-Leningrad. (1966). (In Russian).
39. Dolukhanov, A.G. “The Timberline and the Subalpine Belt in the Caucasus Mountains, USSR”. *Arctic and Alpine Research* 10, (1978). 2: 409-422.
40. Dolukhanov AG. “Lesnaja Rastitel’nost’ Gruzii (Forest Vegetation of Georgia)”. Tbilisi: *Universal* (2010). (in Russian).
41. Dufrene M, Legendre P. “Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach”. *Ecol Monogr.* (1997). 67: 345–366.
42. Ebersole, J.J. “Role of seed bank in providing colonizers on a tundra disturbance in Alaska”. *Can. J. Bot.* (1989). 67: 466–471.
43. Fenner, M., and Thompson K. „The Ecology of Seeds“. *Cambridge University Press*, Cambridge. (2005).
44. Frey W. and R. Lösch. *Lehrbuch der Geobotanik. Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit.* 2 Auflage , (The Netherlands: ELSEVIER Spektrum Akademischer verlag) (2004).
45. Freedman, B., Hill, N., Svoboda, J., and Henry, H. Seed banks and seedling occurrence in a high Arctic oasis at Alexandra Fjord, Ellesmere Island, Canada. *Can. J. Bot.* (1982). 60: 21 12-21 18.
46. Fremstad, E. „Vegetasjonstyper I Norge (in Norwegian) Norsk Inst Naturforsk Temah (Trondheim).“ (1997). 12:1-279.
47. Gartner, B.L., Chapin, F.S., III, and Shaver, G.R. „Demographic patterns of seedling establishment and growth of native graminoids in an Alaskan tundra disturbance“. *J. Appl.* (1983). *Ecol.* 20: 965–980.
48. Gehrig-Fasel, J., Guisan, A. and Zimmermann, N.E., „Tree line shifts in the Swiss Alps: climate change or land abandonment?“. *Journal of vegetation science*, (2007). 18(4), pp.571-582.
49. Gill, RMA. “A review of damage by mammals on north temperate forests: 1. Deer”. *Forestry* (1992a). 65:145-169.
50. Gill, RMA. „A review of damage by mammals on north temperate forests“: 3. Impact on three and forests. *Forestry* (1992b), 65:363-388.

51. Grieser, CH. „Ecological consequences of recreation on subarctic-alpine tundra: experimental assessment and predictive modeling as planning tools for sustainable visitor management in protected areas“. (2000). PhD Thesis University of Calgary, Alberta.
52. Gigauri Kh, Akhalkatsi M, Nakhutsrishvili G, Abdaladze O. “Monitoring of vascular plant diversity in a changing climate in the alpine zone of the Central Greater Caucasus”. *Turk J Bot.* (2013). 37: 1104–1114.
53. Godde, PM., Price, MF. Eds.. „Tourism and development in mountain regions“. CABI Publishing Oxon, UK, (2000) 352.
54. Gottfried M., H. Pauli, A. Futschik, M. Akhalkatsi, P. Barancok, JLB. Alonso , G. Coldea, J. Dick, B. Erschbamer, M. R. F. Calzado, G. Kazakis, J. Krajci, P. Larsson, M. Mallau, O. Michelsen, D. Moiseev, P. Moiseev, U. Molau, A. Merzouki, L. Nagy, G. Nakhutsrishvili, B. Pedersen, G. Pelino, M. Puscas, G. Rossi, A. Stanisci, J-P. Treurillat, M. Tomaselli, L.Villar, P. Vittoz, I. Vogiatzakis, G. Grabherr.. “Continent-wide response of mountain vegetation of climate change”. *Nature Climate Change* (2012) 2:111-115.
55. Golgofskaja, X. J. „The vegetation of the timberline zone in the Caucasus State Resevation“. *Bot. Zh.* (1967) 52(2). (In Russian).
56. Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J. M., Hódar, J. A., Castro, J., & Baraza, E. „Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants“. *Ecological Applications*, 14(4), (2004). 1128–1138.
57. Grace, J., Berninger, F. and Nagy, L., „Impacts of climate change on the tree line“. *Annals of Botany*, (2002). 90(4), pp.537-544.
58. Grossheim, A.A. „Rastitel'nyi pokrov Kavkaza (Vegetation of the Caucasus)“. *Moscow, MOIP.* (1948). (In Russian).
59. Guisan, A. „Alplandi: évaluer la réponse des plantes alpines aux changements climatiques á travers la modélisation des distributions actuelles et future de leur habitat potentiel“. *Bull Murith.* (1996). 114: 187-196.
60. Guisan, A., Edwards, T. C., Trevor, H. „Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene“. *Ecological Modelling* (2002) 157:89-100.
61. Guisan, A., Theurillat, J.P. and Kienast, F. „Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment“. *J. Veg. Sci.* (1998). 9:65-74.

62. Guistan, A., Holten, J.I., Spichiger, R. and Tessier, L. „Potential ecological impacts of climate change in the Alps and Fennoscandian Mountains“. *Publ. hors-série* (1995). 8: 1-184.
63. Hämet-Ahti, L. „Zonation of the mountain birch forests in northernmost Fennoscandia“. *Ann Bot Soc 'Vanamo'* (1963). 34(4): 1-127.
64. Hedhly A, Holmaza IJ, Herrero M. “Global warming and sexual plant reproduction”. *Trends in Plant Science*. (2009). 14: 30-36.
65. Heide, OM. „Daylength and thermal time responses of budburst during dormancy release in some northern deciduous trees“. *Physiol Plant* (1993). 88:531-540.
66. Heilman, G.E., Jr., J.R. Strittholt, N.C. Slosser and D.A. DellaSala. “Forest fragmentation of the conterminous United States: Assessing forest intactness through ro a d density and spatial characteristics”. *BioScience*. (2002). 52(5):411-422.
67. Helle, T. „Mountain birch forests husbandry“. In: Wielgolaski FE (ed) *Nordic mountain birch ecosystems UNESCO, Paris and Parthenon*, (2001). *New York*, pp, 279-291.
68. Hester, A.J., Mitchel, F.J.G., Kirby, K.J. „Effects and intensity of sheep grazing on tree regeneration in a British upland woodland“. *For Ecol Manage* (1996). 88:99-106.
69. Herr, J, M. “A new clearing squash technicue for the study of ovule development in anger-sperms”. *Am. J. Botany*. (1971). 58: 785-790.
70. Hoch, G, Körner, Ch. „The carbon charging of pines at the climatic treeline: a global comparison“. *Oecologia*. (2003). 135:10-21.
71. Hoffmann, A.A., Rymer, P.D., Byrne, M., Ruthrof, K.X., Whinam, J., Mcgeoch, M., Bergstrom, D.M., Guerin G.R., Sparrow, B., Joseph, L., Hill, S.J., Andrew, N.R., Camac, J., Bell, N., Riegler, M., Gardner, J.L., Williams S.E. „Impacts of recent climate change on terrestrial flora and fauna: Some emerging Australian examples“. *Austral Ecology* . (2019). 44: 3–27.
72. Holl KD, Loik ME, Lin V, Samuel IA. “Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment”. *Restor Ecol*. (2000). 8: 339–349.
73. Holtmeier, F-K. „Tiere in der Landschaft Einfluss und ökologische Bedeutung“. Ulmer, Stuttgart, (2002). 367
74. Holzapfel, C., and Mahall, B. E. “Bidirectional facilitation and interference between shrubs and annuals in the Mojave desert”. *Ecology*. (1999). 80:1747–1761.

75. Hölzel, N., Haub C., Ingelfinger M.P., Otte, A., Pilipenko V.N. 2002. The return of the steppe – large-scale restoration of degraded land in southern Russia during the post-soviet era. *J. Nat. Conserv.* 10: 75-86.
76. Hölzel, N., Otte, A. 2004. Assessing soil seed bank persistence in flood-meadows: the search for reliable traits? *J. Veg. Sci.* 15: 93-100.
77. Honnay O, Jacquemyn H. “Susceptibility of common and rare plant species to the genetic consequences of habitat fragmentation”. *Conserv Biol.* (2007). 21: 823–831.
78. Honnay, O., Jacquemyn, H., Bossuyt, B., Hermy, M. „Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species“. *New Phytol* (2005).166: 723–736.
79. Houghton J.T., Y. Ding, D. J. Griggs, M. Nouger M, P. J. Van der Linden, X. Dai, K. Maskell & C.A. “JohnsonClimate change 2001: the scientific basis. Intergovernmental Panel on Climate Change, Working group I” . Cambridge University Press. (2001).
80. Hughes, N. M., Johnson, D. M., Akhalkatsi, M., Abdaladze, O. „Characterizing Seedling Microsite for The Deciduous Treeline Species *Betula litwinowii* at The Alpine-Treeline Ecotone; Greater Caucasus Mountains, Republic of Georgia“. *Arct. Antarct. Alp. Res.* (2009). 41,1:112-118.
81. Humphrey, J., Gill, R., Claridge, C. Eds. „Grazing as a management tool in European forest ecosystems“. *Forestry Commission Technical paper 25 Forestry Commission, Edinburgh* (1998).
82. Huntley, B. The responses of vegetation to past and future climate changes. In: Oechel, WC., Callagan, TV., Gilmanov, TL., Holten, JI., Maxwell, B., Molau, U., Sveinbjörnsson, B. eds. „Global change and arctic terrestrial ecosystems“. *Ecological studies 124. Springer*, Berlin Heidelberg New York, (1997). pp, 290-311.
83. Ilyina, L., Mieczkowski, Z. „Developing scientific tourism in Russia“. *Tourism man* (1992). 12:327-331.
84. IPCC Climate change, Synthesis report. “Third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change”. *Cambridge University Press*, Cambridge Prokosch, P., Tishkov, A. eds. Arctic flora and fauna: status and conservation. *Edita Helsinki.* (2001). pp, 102-103.
85. Kitzberger, T., Steinaker, D. F. and Veblen, T. T. “Effects of climatic variability on facilitation of tree establishment in Northern Patagonia”. *Ecology* (2000). 80:1914–1924.

86. Klötzli, F. "Zur Reaktion verpflanzter Ökosysteme der Feuchtgebiete". Daten, Dokum. Umeltsch. Sonderreihe Umwelttagung Univ. *Hehenheim*. (1981). 31:107-117.
87. Körner, Ch. "Worldwide positions of alpine treelines and their causes". In: Beniston M, Innes J.L. eds. "The impacts of climate variability on forests". *Springer*, Berlin Heidelberg. (1998a). pp. 221-229.
88. Körner, Ch. "A re-assessment of high elevation treeline position and their explanation". *Oecologia*. (1998b). 115:445-459.
89. Körner, Ch. "Carbon limitation in trees". Tansley lecture. *J Ecol*. (2003a). 91:4-17.
90. Körner, Ch. "Alpine plant life". 2nd edition. *Springer*, Heidelberg (2003b).
91. Körner, Ch. "Climatic treelines: conventions, global patterns, causes". *Erdkunde*. (2007). 61:316-324.
92. Körner, Ch., Hoch, G. "A test of treeline theory on a montane permafrost island". *Arctic Antarctic And Alpine Research*. (2006). 38:113-119.
93. Körner, Ch., Nakhutsrishvili, G., Spehn, E. "High elevation land use, biodiversity, and ecosystem functioning. In: Spehn EM, Körner Ch (eds) Land use change and mountain biodiversity". *CRC Publishers, Boca Raton*. (2006). pp 3-21.
94. Körner, Ch., Paulsen, J. "A world-wide study of high altitude treeline temperatures". *J. Biogeogr*. (2004) 31: 713-732.
95. Krauchi, N., Brang, P., Schönenberger, W. "Forests of mountainous regions: gaps in knowledge and research needs". *Forest Ecol Manag*. (2000). 132: 73–82.
96. Kremer A, Potts BM, Delzon S. "Genetic divergence in forest trees: understanding the consequences of climate change". *Funct Ecol*. (2014). 28: 22–36.
97. Krylova, G. L. "On the principles of the distribution of some life-forms of arboretum plants". *Bot. Zh*. (1964). 49(9). (In Russian.).
98. Kuiters, A.T., Mohren, G.M.J., van Wieren, S.E. eds. "Ungulates in temperate forest ecosystems". *Elsevier Amsterdam*. (1996).
99. Kullman, L. "Three-limit rise and recent warming: a geoecological case study from the Swedish Scandes Norsk Geogr Tidsskr". (2000). 54:49-59.
100. Kullman, L. "Rapid recent range-margin rise of three and shrub species in the Swedish Scandes". *J Ecol*. (2002). 90: 68-77.

101. Kvachakhidze, R.K. “High mountain forests of the southern slope of the Greater Caucasus and main directions of their changes (within Georgian SSR)”. *Metsniereba*, Tbilisi. (1979). (In Russian).
102. Larcher, W., Kainmuller, C., Wagner, J. “Survival types of high mountain plants under extreme temperatures”. *Flora*. (2010). 205: 3–18.
103. Laurance WF, Ferreira LV, Rankin-de Merona JM, Laurance SG. “Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities”. *Ecology*. (1998). 79: 2032–2040.
104. Lehtonen, J., Heikkinen R.K. „On the recovery of mountain birch after *Epirrita* damage in Finnish Lapland, with a particular emphasis on reindeer grazing”. *Ecoscience*. (1995). 2:349-356.
105. Lethonen, J. “Recovery and development of birch forests damaged by *Epirrita autumnata* in Utsjoki area, north Finland”. *Rep Subarct Res Stn*. (1987). 20:35-39.
106. Lescov, A. “Die obere Waldgrenze in west-lichen Kaukasusgebirge”. *J. Bot. URSS*. (1932). 17(2). (In Russian, abstr. In German).
107. Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolstrom, M., Lexer, M., Marchetti, M. “Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems”. *Forest Ecology and Management*. (2010). 259: 698–709.
108. Maestre F.T, Cortina J, Bautista, S., Bellot, J. “Does *Pinus halepensis* Facilitate the establishment of shrubs in Mediterranean semi-arid afforestations?”. *Forest ecology and management*. (2003). 176: 147-160.
109. Makhatadze, L.B. “Main peculiarities of the structure and distribution of subalpine forests in the Caucasus”. *Lesovedenie*. 5. (1968). (In Russian, abstr, In English).
110. Makhatadze, L.B. and Urushadze, T.F. “Subalpine forests on the Caucasus” [Subalpiyskie lesa Kavkaza.] (1972). Moscow.
111. McAlpine C.A., Etter A., Fearnside, P.M., Seabrook, L., Laurance, W.F. „Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: A call for policy action based on evidence from Queensland Australia., Colombia and Brazil“. *Global Environ Change* (2009). 19:21-33.

112. McGraw, J. B., and Vavrek, M. C. The role of buried viable seeds in arctic and alpine plant communities. In: Ecology of soil seed banks. Edited by M. A. Leck, V. T. Parker, and R. L. Simpson. (1989). Academic Press, London. pp. 91 - 105.
113. Moe, D., Indrelid, S., Kjos-Hanssen, O. "A study of environment and early man in the south Norwegian highlands". *Norw Arch Rev.* (1978). 11:78-83.
114. Monz, C. "The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance". *J Environ Manage.* (2002). 64:207-217.
115. Moravec, J. "Succession of plant communities and soil development". *Folia Geobot. Phytotax.* (1969). 4 : 133-164.
116. Naeem S. "Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: Foundations of Restoration Ecology". Edited by: Falk DA, Palmer MA, Zedler JB. Washington, D.C.: Society for Ecological Restoration International, *Islandpress.* (2006). 210-237.
117. Nakhutsrishvili, G. "The vegetation of Georgia (Caucasus)". *Braun-Blanquetia.* (1999). 15:1-74, Camerino, Italy.
118. Nakhustrishvili, G. "The Vegetation of Georgia. (South Caucasus)". Berlin, Heidelberg, Germany: Springer-Verlag. (2013).
119. Nakhutsrishvili, G. High-mountain Vegetation of the Caucasus Region. In: Nagy, L., Grabherr, G., Körner, Ch., Thompson, D.B.A. eds. "Alpine Biodiversity in Europe", *Springer.* Berlin-Tokyo, (2003). pp. 93-103.
120. Nakhutsrishvili, G., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M. "On the tree line vegetation in the Kazbegi region (the Central Caucasus)". *Bull. Georg. Acad. Sci.* (2004a). 169, 2 : 124-129.
121. Nakhutsrishvili, G., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M. "Global warming and treeline". *Proc. Georg. Acad. Sci. Biol. Ser. B*, 2. (2004b). 1-2 : 101-103.
122. Nakhutsrishvili, G., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M. "Biotope types of the treeline of the Central Greater Caucasus". In: D. Gafta, J. Akeroyd. eds. *Nature Conservation: Concepts and Practice.* Springer, Berlin, NY, (2006). pp. 211-225.
123. Nakhutsrishvili, G., Abdaladze, O., Kikodze, A. "Khevi, Kazbegi Region". Tbilisi. (2005). 54 p.
124. Nakhutsrishvili, G.Sh. "Ecology of high mountain plants and phytocoenoses of the Central Caucasus". Tbilisi, *Metsniereba.* (1974). (In Russian).

125. Nakhutsrishvili, G.Sh. "The ecological characteristic of high mountain meadow vegetation on the example of Kazbegi (Central Caucasus)". Ecology of high mountains. *Metsniereba*, Tbilisi. (1988). (In Russian).
126. Nikodemus, O., Bell, S., Grine, I., Liepens, I. 2005. The impact of economic, Social and political factors on the landscape structure of the Vidzeme Uplands in Latvia. *Landsc. Urban Plan.* 70:57-67
127. Nordisk Ministerred. „Vegetationstyper I Norden Tema Nord (Copenhagen)“. (1998). 510:1-706 (in Swedish).
128. Noss, RE and Cooperrider, AY. „Saving nature’s legacy. Protecting and restoring biodiversity“. Island Press and Defenders of Wildlife, (1994). 1718.
129. Oksanen, L., Moen, J., Helle, T. „Timberline patterns in northernmost Fennoscandia“. Relative importance of climate and grazing. *Acta Bot Fenn* (1995). 153:93-105.
130. Pauli, H., Gottfried, M., Dullinger, S., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M., Alonso, J.L.B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Calzado, R.F. and Ghosn, D. „Recent plant diversity changes on Europe’s mountain summits“. *Science*, (2012). 336(6079), pp.353-355.
131. Paulsen, J., Weber, U.M., Körner, Ch. "Tree growth near treeline: abrupt or gradual reduction with altitude"? *Arct Antarct Alp Res* (2000). 32(1):14-20.
132. Pérez-Harguindeguy N., S. Díaz, E. Garnier, S. Lavorel, H. Poorter, P. Jaureguiberry, M.S. Bret-Harte, W.K. Cornwell, J.M. Craine, D.E. Gurvich, C. Urcelay, E. J. Veneklaas, P.B. Reich, L. Poorter, I.J. Wright, P. Ray, L. Enrico, J.G. Pausas, A.C. de Vos, N. Buchmann, G. Funes, F. Quétier, J.G. Hodgson, K. Thompson, H.D. Morgan, H. ter Steege, M.G.A. van der Heijden, L. Sack, B. Blonder, P. Poschlod, M.V. Vaieretti, G. Conti, A. C. Staver, S. Aquino and J.H.C. Cornelissen, "New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide", *Australian Journal of Botany* 61, no. (2013). 3: 167-234.
133. Plesnik, P. „Obere Waldgrenze in den Gebirgen Europas von den Pyrenaen bis zum Kaukasus“. In Troll, C. ed., *Geocology of high mountain Regions of Eurasia. Proceedings of the Symposium of the International Geographical Union Commission on High-Altitude Geocology*, November 20-22, 1969, Mainz. Franz Steiner, Wiesbaden, (1972). 73-92.
134. Pimentel, D., L. Westra and R. Noss, eds. "Ecological integrity: Integrating environment, conservation, and health". Washington, D.C.: Island Press. (2001).

135. Poli Marchese, E. "Vegetation and changing environment on Mt Etna". Pp. 217–236 in F. Klotzli, and G.-R. Walther eds. Recent shifts in vegetation boundaries of deciduous forests, especially due to global warming. Birkhauser Verlag, Basel. (1999).
136. Priestley, D. "Seed aging: implications for seed storage and persistence in the soil". Comstock Publishing Associates, Ithaca, N.Y. Roach, D.A. 1983. Buried seed and standing vegetation in two adjacent tundra habitats, northern Alaska. *Oecologia*, (1986). 60: 359–364.
137. Raunkier C. „The Life Form of plants and statistical Plant Geograpy“. (1934). (Oxford: Oxford University Press).
138. Rawal, R.S., Pangtey Y.P.S. "Composition and structure of timberline vegetation in a part of central Himalaya". *Advance in Forestry Research in India*. (1993). VIII: 68-90.
139. Ricketts, T., E. Dinerstein, D. Olson, C. Loucks, W. Eichbaum, D. DellaSala, K. Kavanagh, P. Hedao, P. Hurley, K. Carn e y, R. Abell and S. Walters. "A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of North America. Washington, D.C.: Island Press. (1999).
140. Rinawati, F.; Stein, K.; Lindner, A. "Climate Change Impacts on Biodiversity—The Setting of a Lingering Global Crisis". *Diversity* (2013). 5: 114-123.
141. Satake, A and Thomas, KR. "Modeling the forest transition: Forest scarcity and ecosystem service hypotheses. *Ecological applications*. (2007). 17(7) pp. 2024-2036.
142. Sasaki N, Putz F. "Critical need for new definitions of "forest" and "forest degradation" in global climate change agreements". *Conserv Lett*. (2009). 2: 226–232.
143. Schmidt SK, Reed SC, Nemergut DR, Grandy AS, Cleveland CC, Weintraub MN, Hill WA, Costello EK, Meyer AF, Neff JC. "The earliest stages of ecosystem succession in highelevation" (5000 meters above sea level), recently deglaciaded soils. *Proc. Royal Soc. B Biol. Sci*. (2008). 275: 2793–2802.
144. Shaver, G.R., Gartner, B.L., Chapin, F.S., III, and Linkins, A.E. "Revegetation of arctic disturbed sites by native tundra plants". In *Permafrost: Fourth International Conference: Proceedings*, July 17–22, University of Alaska and National Academy of Sciences, Fairbanks, Alaska. pp. (1983). 1133–1138.
145. Sippola, A-L., Alaraudanjoki, P., Forbes, BC., Hallikainen, V. eds. "Northern wilderness areas: ecology, sustainability, values Arctic Centre". *Publ 7 University of Lapland, Rovaniemi*. (1995). Pp. 1-438.

146. Smith, W.K., Germino, M.J., Johnson, D.M., Reinhardt, K. "The altitude of alpine treeline: a bellwether of climate change effects". *The Botanical Review*. (2009). 75(2):163-190.
147. Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Marquis, M. and Averit, K. eds. "Climate change". The Physical Science Basis. *Cambridge Univ. Press*. (2007). Cambridge.
148. Sonesson, M., Hoogesteger, J. "Recent tree-line dynamics (*Betula pubescens* Ehrh. ssp. [Lebed.] Nyman) in northern Sweden Nordcana". (Quibec). (1983). 47:47-5.
149. Southworth, J., Nagendra, H., Tucker, C. "Fragmentation of a Landscape: Incorporating landscape metrics into satellite analyses of land-cover change". *Journal Landscape Research*, (2002). 27 (3): 253-269.
150. Suomieninen, O., Olofsson, J. "Impacts of semi-domesticated reindeer on structure of tundra and forest communities in Fennoscandia". A review *Ann Zool Fenn*. (2001). 37: 233-294.
151. Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar TD. Livestock's long shadow: Environmental issues and options. FAO, Rom. (2006).
152. Studies on the flora and vegetation of high-mountain areas. *Problemy Botaniki*, VIII. Moscow-Leningrad. (1960a). (In Russian).
153. St. Clair, J., Omas, G. "Strategies for conserving forest genetic resources in the face of climate change". *Turk J Bot*. (2011). 35: 403–409.
154. Tabari, M., Fayaz, P., Espahbodi, K., Staelens, J., Nachtergale, L. Responses of oriental beech (*Fagus orientalis*Lipsky) seedlings to canopy gap size. *Forestry*. (2005). 78: 443-450.
155. Taiwo1*, D. M., Oyelowo1, O. J., Ogedengbe2, T. C. and Woghiren1 , A. I. "The Role of Soil Seed Bank in Forest Regeneration". *Asian Journal of Research in Agriculture and Forestry*. (2018). 1(4): 1-10.
156. Takahashi, K., Uemura, Sh., Suzuki J.-I., Hara T."Effects of understory dwarf bamboo on soil water and the growth of overstory trees in a dense secondary *Betula ermanii* forest, northern Japan". *Ecological Research*. (2003). 18:767-774.
157. Tarique, M.D. "Deforestation and environmental sustainability: A study of interdependence". *International journal of research in commerce, economics & management*. Volume 2 Issue NO. 1. (2012). 93-99.

158. Templeton, A.R., and Levin, D.A. "Evolutionary consequences of seed pools". *Am. Nat.* 114: (1979). 232–249.
159. Thannheiser, D. „Vegetations geographische Untersuchungen auf der Finnmarksvidda im Gebiet von Masi/Norwegen“. *Westfälische Georg Stud (Minster)* (1975). 31:1-178.
160. Thannheiser D., Tømmervik H., Wehberg J. "The Vegetation Changes and Recent Impact on the Mountain Birch Forest During the Last 40 Years". In: Caldwell M.M. et al. (eds) *Plant Ecology, Herbivory, and Human Impact in Nordic Mountain Birch Forests. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*, vol 180. Springer, Berlin, Heidelberg. (2005).
161. Theurillat, J.P. and Guisan, A., „Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps“, a review. *Climatic change*, (2001). 50(1-2), pp.77-109.
162. Théry, M. Forest light and it's influence on habitat selection. *Plant Ecol.* (2001). 153: 251-261.
163. Thyrrson, AT., Salmela, E., Anamthawat-Jynsson, K. "Morphological, cytogenetic and molecular evidence for introgressive hybridization in birch". *J Hered.* (2001). 92:404-408.
164. Thompson, K., Bakker, J.P., and Bekker, R.M. "The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity". Cambridge University Press, Cambridge, U.K. (1997).
165. Togonidze N, Akhalkatsi M. "Variability of plant species diversity during the natural restoration of the subalpine birch forest in the Central Great Caucasus". *Turk J Bot.* (2015). 39: 58-471.
166. Togonidze, N. 2015. "Climate Changes and Anthropogenic Influence on Subalpine Birch Forest". *International Journal of Research and Innovations in Earth Science*. Volume 2, Issue 4, ISSN (Online). (2015). 2394-1375.
167. Tokeshi, M. "Species abundance patterns and community structure". *Ad. Ecol. Res.* (1993). 24: 111 - 186.
168. Tumadjanov, I.I. "Elfin woodlands in the Teberda Basin in connection with landscape changes of the subalpine belt on the northern slope of Great Caucasus".

169. Turner IM. "Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence". *J Appl Ecol.* (1996). 33: 200–209.
170. Tumadjanov, I.I. "On the typology of subalpine elfin woodlands of the Teberda Reservation". In: *Works of the Teberdian Reservation*. Vol. 2. Stavropol. (1960b). (In Russian).
171. Van der Maarel, E. "Vegetation dynamics: patterns in time and space". *Vegetatio.* (1988). 77: 7-19.
172. Vavrek, M.C., McGraw, J.B., and Bennington, C.C. "Ecological genetic variation in seed banks". III. Phenotypic and genetic differences between young and old seed subpopulations of *Carex bigelowii*. *J. Ecol.* (1991). 79: 645–662.
173. Vieno, M., Komulainen, M., and Neuvonen, S. 1993. Seed bank composition in a subarctic pine–birch forest in Finnish Lapland: natural variation and the effect of simulated acid rain. *Can. J. Bot.* 71: 379–384.
174. Vieira ICG, Uhl C, Nepstad DC. "The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'succession facilitator' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazonia". *Vegetatio.* (1994). 115: 91–99.
175. Vila', M., and J. "Sardans. Plant competition in Mediterranean-type ecosystem". *Journal of Vegetation Science.* (1999).10:281–294.
176. Wang WJ, He HS, Fraser JS, Thompson III FR, Shifley SR, Spetich MA. LANDIS PRO: "a landscape model that predicts forest composition and structure changes at regional scales". *Ecography.* (2014). 37: 1–5.
177. Westhoff, V. "Neuentwicklung von Vegetationstypen (Assoziationen in statu nascendi) an naturnahen neuen Standorten, erläutert am Beispiel der westfriesischen". *Inseln. Ber. Reinhold Tüxen Ges.* (1990). 2Ö11-23.
178. Whale D. M. "Habitat requirements in *Primula* species". *New Phytol.* (1984). 97: 665-679.
179. Whale D.M. "The response of *Primula* species to soil waterlogging and soil drought". *Oecologia.* (1983). 58: 272-277.
180. Wielgolaski, F.E., ed., Karlsson, P.S., Neuvonen, S., Thannheiser (Ed. Board). *Plant Ecology. "Herbivory and Human Impact in Nordic Mountain Birch forests"*. Springer. *Ecological studies.* (2005). Vol. 180.

181. Zolfaghari, R., Fayyaz, P., Nazari, M., Valladares, F. “Interactive effects of seed size and drought stress on growth and allocation of *Quercus brantii* Lindl. seedlings from two provenances”. *Turk J Agric For.* (2013). 37: 361–368.
182. Маруашвили, Л.. “Центральный Кавказ”. В кн: Геоморфология Грузии. Тбилиси. (1971). с. 172-236.
183. Нахуцришвили, Г., “Экология высокогорных растений и фитоценозов Цент”. Кавказа, Водный режим. *Мецниереба*, Тбилиси (1971).

დანართი. 1. - სახეობათა ნუსხა შესწავლილი ჰაბიტატის ტიპებისათვის. სულ წარმოდგენილია 100 ნაკვეთის მონაცემები 5 ჰაბიტატის ტიპისათვის (თითოეულში - 20). სახეობათა საერთო რიცხვი - 243. ყოველ სახეობას მითითებული აქვს, თუ რომელ სასიცოცხლო ფორმას მიეკუთვნება და რამდენ ნაკვეთშია წარმოდგენილი მოცემულ ჰაბიტატის ტიპისათვის.

ოჯახი	სახეობა	სასიცოცხლო ფორმა	PS	LS	PF	DF	TE
Apiaceae	<i>Anthriscus nemorosa</i> (M. Bieb.) Spreng.	ბალახი	0	0	8	0	0
Apiaceae	<i>Astrantia maxima</i> Pall.	ბალახი	0	0	0	3	0
Apiaceae	<i>Astrantia ossica</i> Woronow ex Grossh.	ბალახი	0	0	0	3	0
Apiaceae	<i>Bupleurum polyphyllum</i> Ledeb.	ბალახი	2	5	0	2	0
Apiaceae	<i>Carum caucasicum</i> (M. Bieb.) Boiss.	ბალახი	0	0	0	1	6
Apiaceae	<i>Chaerophyllum roseum</i> M. Bieb.	ბალახი	2	0	0	0	2
Apiaceae	<i>Heracleum asperum</i> (Hoffm.) M. Bieb.	ბალახი	1	0	1	0	0
Apiaceae	<i>Heracleum roseum</i> Steven	ბალახი	0	0	6	18	0
Apiaceae	<i>Ligusticum alatum</i> (M.Bieb.) Spreng	ბალახი	0	0	2	0	0
Apiaceae	<i>Pastinaca armena</i> Fisch. & C. A. Mey.	ბალახი	1	1	0	0	1
Apiaceae	<i>Pimpinella rhodantha</i> Boiss.	ბალახი	9	10	6	1	9
Apiaceae	<i>Seseli transcaucasicum</i> (Schischk.) M. Pimen. & Sdobnina	ბალახი	8	5	3	6	0
Asparagaceae	<i>Scilla siberica</i> Haw.	გეოფიტი	0	1	0	0	0
Aspleniaceae	<i>Asplenium septentrionale</i> (L.) Hoffm.	გვიმრა	0	0	0	1	0
Asteraceae	<i>Antennaria caucasica</i> Boriss.	ბალახი	3	1	0	0	8
Asteraceae	<i>Anthemis sosnovskyana</i> Fed.	ბალახი	2	0	0	0	4
Asteraceae	<i>Aster alpinus</i> L.	ბალახი	1	0	0	0	1
Asteraceae	<i>Centaurea cheiranthifolia</i> Willd.	ბალახი	3	1	0	0	0
Asteraceae	<i>Cephalanthera longifolia</i> (L.) Fritsch	ბალახი	3	1	0	0	0
Asteraceae	<i>Cirsium obvallatum</i> (M. Bieb.) Fisch.	ბალახი	16	10	9	17	0
Asteraceae	<i>Dolichorrhiza caucasica</i> M. Bieb. Galushko	ბალახი	0	1	9	2	1
Asteraceae	<i>Dolichorrhiza renifolia</i> (C. A. Mey.) Galushko	ბალახი	0	0	2	3	0
Asteraceae	<i>Doronicum oblongifolium</i> DC.	ბალახი	2	0	0	0	1
Asteraceae	<i>Doronicum orientale</i> Hoffm.	ბალახი	0	1	0	0	0
Asteraceae	<i>Erigeron caucasicus</i> Steven	ბალახი	0	0	0	0	1
Asteraceae	<i>Gnaphalium supinum</i> L.	ბალახი	1	0	0	0	0
Asteraceae	<i>Hieracium pannoniciforme</i> Litv. & Zahn	ბალახი	9	12	3	4	12
Asteraceae	<i>Hieracium prenanthoides</i> Vill.	ბალახი	2	0	7	1	0
Asteraceae	<i>Hieracium umbellatum</i> L.	ბალახი	1	0	0	0	0
Asteraceae	<i>Hieracium vulgatum</i> Fries	ბალახი	2	0	0	0	0
Asteraceae	<i>Inula orientalis</i> Lam.	ბალახი	2	1	0	5	0
Asteraceae	<i>Lapsana grandiflora</i> M. Bieb.	ბალახი	4	7	16	2	4
Asteraceae	<i>Leontodon hispidus</i> L.	ბალახი	9	1	0	2	4

Asteraceae	<i>Podospermum alpigenum</i> K. Koch	ბალახი	0	0	0	0	1
Asteraceae	<i>Pyrethrum aromaticum</i> Tzvelev	ბალახი	1	0	0	0	9
Asteraceae	<i>Pyrethrum coccineum</i> (Willd.) Worosch.	ბალახი	2	4	0	16	1
Asteraceae	<i>Scabiosa caucasica</i> M. Bieb.	ბალახი	4	0	0	0	6
Asteraceae	<i>Senecio pseudoorientalis</i> Schischk.	ბალახი	0	0	0	6	1
Asteraceae	<i>Senecio rhombifolius</i> (Adams) Sch. Bip.	ბალახი	0	0	2	0	0
Asteraceae	<i>Solidago virgaurea</i> L.	ბალახი	0	0	18	0	5
Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	ბალახი	0	0	1	0	0
Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i> Wigg.	ბალახი	8	3	0	0	0
Asteraceae	<i>Tragopogon filifolius</i> Rehm. ex Boiss.	ბალახი	1	0	0	0	4
Asteraceae	<i>Tragopogon graminifolius</i> DC.	ბალახი	0	0	0	0	1
Betulaceae	<i>Betula litwinowii</i> Doluch.	ხე	20	20	20	20	19
Boraginaceae	<i>Aipyanthus pulcher</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) V. Avetissjan	ბალახი	0	1	0	0	0
Boraginaceae	<i>Myosotis alpestris</i> F. W. Schmidt	ბალახი	0	0	0	0	2
Boraginaceae	<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill	ბალახი	10	4	0	7	2
Brassicaceae	<i>Bunias orientalis</i> L.	ბალახი	1	0	0	0	0
Campanulaceae	<i>Asyneuma campanuloides</i> (M. Bieb. ex Sims) Bornm.	ბალახი	0	2	6	6	0
Campanulaceae	<i>Campanula bellidifolia</i> Adams	ბალახი	2	5	0	0	1
Campanulaceae	<i>Campanula biebersteiniana</i> Schult.	ბალახი	0	1	0	0	3
Campanulaceae	<i>Campanula collina</i> Sims	ბალახი	14	13	5	13	10
Campanulaceae	<i>Campanula hohenackeri</i> Fisch. & C. A. Mey.	ბალახი	4	0	0	0	0
Campanulaceae	<i>Campanula sosnowskyi</i> Charadze	ბალახი	0	1	0	0	1
Campanulaceae	<i>Campanula trautvetteri</i> Grossh. ex Fed.	ბალახი	1	0	6	1	0
Campanulaceae	<i>Campanula tridentata</i> Schreb.	ბალახი	1	0	0	0	1
Caryophyllaceae	<i>Arenaria lychnidea</i> M. Bieb.	ბალახი	4	2	0	0	11
Caryophyllaceae	<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	ბალახი	0	0	0	0	1
Caryophyllaceae	<i>Cerastium arvense</i> L.	ბალახი	4	2	0	0	0
Caryophyllaceae	<i>Cerastium multiflorum</i> C. A. Mey.	ბალახი	0	0	0	1	6
Caryophyllaceae	<i>Cerastium purpurascens</i> Adams.	ბალახი	1	0	0	0	0
Caryophyllaceae	<i>Dianthus cretaceus</i> Adams	ბალახი	1	0	0	0	0
Caryophyllaceae	<i>Gypsophila elegans</i> M.Bieb.	ბალახი	2	0	0	0	0
Caryophyllaceae	<i>Minuartia circassica</i> (Albov) Woronow	ბალახი	2	5	0	0	0
Caryophyllaceae	<i>Minuartia oreina</i> (Mattf.) Schischk.	ბალახი	8	2	0	0	10
Caryophyllaceae	<i>Silene italica</i> (L.) Pers.	ბალახი	1	0	0	0	0
Caryophyllaceae	<i>Silene linearifolia</i> Otth	ბალახი	4	3	0	0	4
Caryophyllaceae	<i>Silene ruprechtii</i> Schischk.	ბალახი	4	4	0	1	0
Caryophyllaceae	<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	ბალახი	0	0	2	0	0
Caryophyllaceae	<i>Silene wallichiana</i> Klotzsch	ბალახი	0	0	0	1	0
Caryophyllaceae	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	ბალახი	1	2	0	0	1
Cistaceae	<i>Helianthemum grandiflorum</i> (Scop.) DC.	ბალახი	0	3	0	0	0
Clusiaceae	<i>Hypericum linarioides</i> Bosse	ბალახი	0	2	0	0	0
Clusiaceae	<i>Hypericum perforatum</i> L.	ბალახი	4	3	0	0	0
Convallariaceae	<i>Polygonatum verticillatum</i> (L.) All.	ბალახი	0	0	16	4	1

Convolvulaceae	<i>Cuscuta europaea</i> L.	პარაზიტი	0	0	0	1	0
Crassulaceae	<i>Sedum oppositifolium</i> Sims	ბალახი	7	6	12	8	0
Crassulaceae	<i>Sedum stevenianum</i> Rouy & Camus	ბალახი	1	0	0	0	0
Crassulaceae	<i>Sedum stoloniferum</i> S. G. Gmel.	ბალახი	0	0	0	0	2
Crassulaceae	<i>Sedum tenellum</i> M. Bieb.	ბალახი	2	0	0	0	1
Crassulaceae	<i>Pseudorosularia sempervivoides</i> (Fisch. ex M.Bieb.)	ბალახი	0	0	0	0	1
Cupressaceae	<i>Juniperus communis</i> L.	ბუჩქი	5	4	0	0	1
Cyperaceae	<i>Carex tristis</i> M. Bieb.	ისლი	4	0	0	1	10
Cyperaceae	<i>Carex caryophylla</i> Latourr.	ისლი	4	2	0	0	0
Cyperaceae	<i>Carex digitata</i> L.	ისლი	0	1	0	0	0
Cyperaceae	<i>Carex meinshauseniana</i> V. Krecz.	ისლი	10	0	1	0	6
Cyperaceae	<i>Carex pallescens</i> L.	ისლი	2	1	0	0	1
Cyperaceae	<i>Kobresia capiliformis</i> Ivanova	ისლი	0	0	0	0	1
Dipsacaceae	<i>Cephalaria gigantea</i> (Ledeb.) Bobr.	ბალახი	1	0	7	2	0
Dryopteridaceae	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	გვიმრა	0	0	3	5	0
Dryopteridaceae	<i>Dryopteris oreades</i> Fomin	გვიმრა	0	0	4	10	0
Dryopteridaceae	<i>Polystichum lonchitis</i> (L.) Roth	გვიმრა	0	1	0	0	0
Empetraceae	<i>Empetrum caucasicum</i> Juz.	ბუჩქი	1	0	0	0	13
Ericaceae	<i>Rhododendron caucasicum</i> Pall.	ბუჩქი	4	6	1	0	20
Ericaceae	<i>Vaccinium arctostaphylos</i> L.	ბუჩქი	0	0	1	0	3
Ericaceae	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	ბუჩქი	15	15	5	0	16
Ericaceae	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.	ბუჩქი	11	8	5	0	10
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia macroceras</i> Fisch. & C. A. Mey.	ბალახი	1	0	1	0	0
Fabaceae	<i>Anthyllis caucasica</i> (Grossh.) Juz.	ბალახი	0	0	0	0	1
Fabaceae	<i>Anthyllis lachnophora</i> Juz.	ბალახი	1	1	0	0	1
Fabaceae	<i>Anthyllis variegata</i> Boiss. ex Grossh.	ბალახი	4	0	0	0	1
Fabaceae	<i>Astragalus captiosus</i> Boriss.	ბალახი	2	2	0	0	0
Fabaceae	<i>Cicerbita racemosa</i> (Willd.) Beauverd	ბალახი	3	2	8	1	0
Fabaceae	<i>Galega orientalis</i> Lam.	ბალახი	0	0	2	0	0
Fabaceae	<i>Lathyrus pratensis</i> L.	ბალახი	1	1	8	0	0
Fabaceae	<i>Lotus caucasicus</i> Kuprian ex Juz.	ბალახი	18	7	0	0	1
Fabaceae	<i>Medicago glutinosa</i> M. Bieb.	ბალახი	3	3	0	0	0
Fabaceae	<i>Onobrychis biebersteinii</i> Sirj.	ბალახი	0	1	0	0	0
Fabaceae	<i>Onobrychis petraea</i> (M.Bieb. ex Willd.) Fisch.	ბალახი	0	3	0	0	0
Fabaceae	<i>Orobis cyaneus</i> Steven	ბალახი	0	0	0	0	4
Fabaceae	<i>Trifolium alpestre</i> L.	ბალახი	1	1	0	0	2
Fabaceae	<i>Trifolium ambiguum</i> M. Bieb.	ბალახი	15	15	0	1	13
Fabaceae	<i>Trifolium canescens</i> Willd.	ბალახი	14	6	0	0	3
Fabaceae	<i>Trifolium caucasicum</i> Tausch	ბალახი	1	2	0	0	0
Fabaceae	<i>Trifolium medium</i> L.	ბალახი	1	1	0	0	0
Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i> L.	ბალახი	3	2	0	0	0
Fabaceae	<i>Trifolium repens</i> L.	ბალახი	9	5	0	0	6
Fabaceae	<i>Trifolium trichocephalum</i> M. Bieb.	ბალახი	2	0	0	0	0
Fabaceae	<i>Vicia alpestris</i> Stev.	ბალახი	0	0	2	0	0
Fabaceae	<i>Vicia balansae</i> Boiss.	ბალახი	2	0	13	7	0
Fabaceae	<i>Vicia grossheimii</i> Ekvtim.	ბალახი	0	9	0	0	1

Fabaceae	<i>Vicia purpurea</i> Steven	ბალახი	2	0	0	0	0
Fabaceae	<i>Vicia variabilis</i> Freyn & Sint.	ბალახი	7	1	10	3	1
Gentianaceae	<i>Gentiana angulosa</i> M.Bieb.	ბალახი	2	2	0	0	0
Gentianaceae	<i>Gentiana aquatica</i> L.	ბალახი	1	0	0	0	0
Gentianaceae	<i>Gentiana cruciata</i> L.	ბალახი	1	0	0	0	0
Gentianaceae	<i>Gentiana pyrenaica</i> L.	ბალახი	0	0	0	0	8
Gentianaceae	<i>Gentiana septemfida</i> Pall.	ბალახი	1	0	0	0	0
Gentianaceae	<i>Gentianella caucasea</i> (Lodd. ex Sims) Holub	ბალახი	1	0	0	0	0
Gentianaceae	<i>Swertia iberica</i> Fisch. & C. A. Mey.	ბალახი	0	0	3	0	0
Geraniaceae	<i>Geranium ibericum</i> Cav.	ბალახი	0	0	1	0	1
Geraniaceae	<i>Geranium platypetalum</i> Fisch. & C. A. Mey.	ბალახი	1	0	0	0	1
Geraniaceae	<i>Geranium sylvaticum</i> L.	ბალახი	2	9	18	3	3
Juncaceae	<i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej.	მარცვლოვანი	10	4	0	2	1
Juncaceae	<i>Luzula pseudosudetica</i> (V. Krecz.) V. Krecz.	მარცვლოვანი	1	0	1	1	13
Juncaceae	<i>Luzula spicata</i> (L.) DC.	მარცვლოვანი	7	3	0	0	1
Lamiaceae	<i>Ajuga orientalis</i> L.	ბალახი	0	0	0	0	1
Lamiaceae	<i>Bettonica macrantha</i> K. Koch	ბალახი	8	6	15	16	7
Lamiaceae	<i>Prunella vulgaris</i> L.	ბალახი	0	1	0	0	0
Lamiaceae	<i>Salvia verticillata</i> L.	ბალახი	0	2	0	2	0
Lamiaceae	<i>Thymus collinus</i> M.Bieb.	ბალახი	9	1	0	0	0
Lamiaceae	<i>Thymus nummularius</i> M.Bieb.	ბალახი	1	0	0	0	0
Liliaceae	<i>Fritillaria lutea</i> M.Bieb.	ბალახი	7	2	0	1	3
Liliaceae	<i>Paris quadrifolia</i> L.	ბალახი	0	0	1	0	0
Liliaceae	<i>Veratrum lobelianum</i> Bernh.	ბალახი	0	3	18	1	3
Linaceae	<i>Linum hypericifolium</i> Salisb.	ბალახი	0	2	3	10	0
Onagraceae	<i>Epilobium angustifolium</i> L.	ბალახი	2	1	3	0	4
Onagraceae	<i>Epilobium montanum</i> L.	ბალახი	0	0	1	4	0
Ophioglossaceae	<i>Botrychium lunaria</i> (L.) Sw.	გვიმრა	6	1	0	0	1
Orchidaceae	<i>Coeloglossum viride</i> (L.) C. Hartm.	გეოფიტი	0	0	0	0	5
Orchidaceae	<i>Corallorrhiza trifida</i> Chatel.	გეოფიტი	0	1	0	0	0
Orchidaceae	<i>Dactylorhiza euxina</i> (Nevski) Czer.	გეოფიტი	1	0	0	0	0
Orchidaceae	<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. Br.	გეოფიტი	7	1	0	0	8
Orchidaceae	<i>Herminium monorchis</i> (L.) R. Br.	გეოფიტი	2	0	0	0	0
Orchidaceae	<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb.	გეოფიტი	1	0	4	0	0
Oxalidaceae	<i>Oxalis acetosella</i> L.	ბალახი	0	0	7	0	3
Papaveraceae	<i>Papaver fugax</i> Poir.	ბალახი	1	0	0	0	0
Pinaceae	<i>Pinus kochiana</i> Klotzsch ex K. Koch	ხე	0	1	0	0	0
Plantaginaceae	<i>Plantago atrata</i> Hoppe	ბალახი	0	1	0	0	5
Plantaginaceae	<i>Plantago media</i> L.	ბალახი	1	0	0	0	0
Poaceae	<i>Agrostis planifolia</i> K. Koch	Grass	17	14	2	14	11
Poaceae	<i>Agrostis tenuis</i> Sibth.	მარცვლოვანი	0	1	0	0	0
Poaceae	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	მარცვლოვანი	16	10	0	0	17
Poaceae	<i>Avenella flexuosa</i> (L.) Parl.	მარცვლოვანი	18	13	8	5	18
Poaceae	<i>Bromus variegatus</i> M. Bieb.	მარცვლოვანი	13	7	0	0	6
Poaceae	<i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth	მარცვლოვანი	2	9	20	17	2
Poaceae	<i>Festuca ovina</i> L.	მარცვლოვანი	3	8	1	4	12

Poaceae	<i>Festuca rubra</i> L.	მარცვლოვანი	0	1	4	0	0
Poaceae	<i>Festuca sylvatica</i> Huds	მარცვლოვანი	0	0	1	0	0
Poaceae	<i>Festuca valesiaca</i> Gaudin	მარცვლოვანი	3	0	0	0	0
Poaceae	<i>Festuca varia</i> Haenke subsp. <i>woronowii</i> (Hack.) Tzvelev	მარცვლოვანი	1	0	0	0	1
Poaceae	<i>Helictotrichon adzhaticum</i> (Albov) Grossh.	მარცვლოვანი	9	2	0	0	0
Poaceae	<i>Helictotrichon asiaticum</i> (Roshev.) Grossh.	მარცვლოვანი	0	0	0	0	1
Poaceae	<i>Helictotrichon pubescens</i> (Huds.) Pilg.	მარცვლოვანი	0	0	0	0	2
Poaceae	<i>Nardus stricta</i> L.	მარცვლოვანი	0	0	0	0	2
Poaceae	<i>Phleum phleoides</i> (L.) Karst.	მარცვლოვანი	3	0	0	1	0
Poaceae	<i>Poa alpina</i> L.	მარცვლოვანი	1	0	0	0	9
Poaceae	<i>Poa iberica</i> Fisch. & C. A. Mey.	მარცვლოვანი	0	2	2	0	0
Poaceae	<i>Poa longifolia</i> Trin.	მარცვლოვანი	0	0	0	0	2
Poaceae	<i>Poa nemoralis</i> L.	მარცვლოვანი	0	4	2	6	0
Poaceae	<i>Trisetum flavescens</i> (L.) Beauv.	მარცვლოვანი	0	0	1	0	0
Polygalaceae	<i>Polygala alpicola</i> Rupr.	ბალახი	11	4	0	0	3
Polygalaceae	<i>Oxyria elatior</i> R. Br. ex Meissn.	ბალახი	1	0	0	0	0
Polygalaceae	<i>Polygonum alpinum</i> All.	ბალახი	2	3	0	5	2
Polygalaceae	<i>Polygonum carneum</i> K. Koch	ბალახი	9	3	16	20	4
Polygalaceae	<i>Polygonum viviparum</i> L.	ბალახი	12	2	0	1	14
Polygalaceae	<i>Rumex acetosella</i> L.	ბალახი	1	0	1	0	0
Polygalaceae	<i>Rumex scutatus</i> L.	ბალახი	0	2	0	0	0
Polypodiaceae	<i>Polypodium vulgare</i> L.	ბალახი	0	0	2	0	0
Primulaceae	<i>Primula algida</i> Adams	ბალახი	3	2	0	0	1
Primulaceae	<i>Primula amoena</i> M. Bieb.	ბალახი	10	5	7	19	0
Primulaceae	<i>Primula auriculata</i> Lam.	ბალახი	1	0	0	0	0
Primulaceae	<i>Primula cordifolia</i> Rupr.	ბალახი	2	0	1	0	0
Pyrolaceae	<i>Pyrola media</i> Sw.	ბალახი	0	1	11	0	0
Ranunculaceae	<i>Aconitum nasutum</i> Fisch. ex Rchb.	ბალახი	1	0	18	0	0
Ranunculaceae	<i>Anemone fasciculata</i> L.	ბალახი	4	2	7	3	14
Ranunculaceae	<i>Aquilegia caucasica</i> (Ledeb.) Rupr.	ბალახი	0	0	5	1	0
Ranunculaceae	<i>Ranunculus caucasicus</i> M. Bieb.	ბალახი	3	10	6	11	1
Ranunculaceae	<i>Ranunculus oreophilus</i> M. Bieb.	ბალახი	16	7	3	0	0
Ranunculaceae	<i>Thalictrum alpinum</i> L.	ბალახი	1	3	0	0	0
Ranunculaceae	<i>Thalictrum foetidum</i> L.	ბალახი	1	0	0	1	0
Ranunculaceae	<i>Trollius ranunculinus</i> (Smith) Stearn	ბალახი	0	1	1	8	1
Rosaceae	<i>Alchemilla laeta</i> Juz.	ბალახი	1	1	4	3	0
Rosaceae	<i>Alchemilla rigida</i> Bus.	ბალახი	13	14	13	16	8
Rosaceae	<i>Alchemilla sericata</i> Reichenb. ex Bus.	ბალახი	14	10	0	0	9
Rosaceae	<i>Dryas caucasica</i> Juz.	ბუჩქი	5	2	1	0	0
Rosaceae	<i>Potentilla crantzii</i> (Crantz) G. Beck ex Fritsch	ბალახი	5	3	0	0	2
Rosaceae	<i>Rosa mollis</i> Smith	ბუჩქი	0	0	12	3	0
Rosaceae	<i>Rubus idaeus</i> L.	ბუჩქი	4	1	0	19	1
Rosaceae	<i>Rubus saxatilis</i> L.	ბუჩქი	0	2	17	7	4
Rosaceae	<i>Sibbaldia parviflora</i> Willd.	ბალახი	0	1	0	0	2
Rosaceae	<i>Sibbaldia semiglabra</i> C. A. Mey.	ბალახი	3	0	0	0	0

Rosaceae	<i>Sorbus caucasigena</i> Kom. ex Gatsch.	ხე	1	0	12	0	3
Rubiaceae	<i>Cruciata glabra</i> (L.) Ehrend.	ბალახი	14	12	17	19	0
Rubiaceae	<i>Cruciata laevipes</i> Opiz	ბალახი	1	0	0	0	0
Rubiaceae	<i>Galium album</i> Mill.	ბალახი	1	0	0	0	0
Rubiaceae	<i>Galium rotundifolium</i>	ბალახი	0	0	3	0	0
Rubiaceae	<i>Galium pumilum</i> Murray	ბალახი	1	0	0	4	0
Rubiaceae	<i>Galium verum</i> L.	ბალახი	5	7	0	1	0
Salicaceae	<i>Salix caprea</i> L.	ხე	6	5	3	0	6
Salicaceae	<i>Salix kazbekensis</i> A. Skvorts.	ხე	8	7	0	0	12
Salicaceae	<i>Salix kuznetzowii</i> Laksch. ex Goerz	ხე	2	0	0	0	3
Saxifragaceae	<i>Saxifraga cartilaginea</i> Willd.	ბალახი	3	1	0	0	1
Saxifragaceae	<i>Saxifraga kolenatiana</i> Regel	ბალახი	0	0	0	0	1
Scrophulariaceae	<i>Euphrasia hirtella</i> Jord. ex Reut.	ბალახი	4	0	0	0	2
Scrophulariaceae	<i>Orobancha lutea</i> L.	პარაზიტი	0	0	1	0	0
Scrophulariaceae	<i>Pedicularis chroorrhyncha</i> Vved.	ბალახი	0	1	3	1	0
Scrophulariaceae	<i>Pedicularis wilhelmsiana</i> Fisch. ex M. Bieb.	ბალახი	0	0	0	0	9
Scrophulariaceae	<i>Rhinanthus minor</i> L.	ბალახი	16	6	0	0	5
Scrophulariaceae	<i>Scrophularia orientalis</i> L.	ბალახი	4	3	0	0	0
Scrophulariaceae	<i>Veronica gentianoides</i> Vahl	ბალახი	6	4	3	0	8
Selaginellaceae	<i>Selaginella helvetica</i> (L.) Spring	ბალახი	1	1	0	0	0
Thymelaeaceae	<i>Daphne glomerata</i> Lam.	ბუჩქი	15	8	0	0	14
Thymelaeaceae	<i>Daphne mezereum</i> L.	ბუჩქი	0	0	9	0	0
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i> L.	ბალახი	0	0	1	5	0
Valerianaceae	<i>Valeriana alpestris</i> Steven	ბალახი	3	2	3	2	6
Valerianaceae	<i>Valeriana cardamines</i> M. Bieb.	ბალახი	0	1	0	0	0
Valerianaceae	<i>Valeriana tiliifolia</i> Troitzk.	ბალახი	0	3	0	0	0
Violaceae	<i>Viola caucasica</i> Kolenati	ბალახი	4	3	2	17	0
Violaceae	<i>Viola rupestris</i> F. W. Schmidt	ბალახი	0	1	0	0	0
Violaceae	<i>Viola somchetica</i> K. Koch	ბალახი	5	12	0	1	3
Woodsiaceae	<i>Woodsia ilvensis</i> (L.) R. Br.	გვიმრა	0	1	0	0	0