



სსიპ ბათუმის შოთა რუსთაველის სახელმწიფო უნივერსიტეტი

საბუნებისმეტყველო მეცნიერებათა და ჯანდაცვის ფაკულტეტი
ბიოლოგიის დეპარტამენტი

ლალი კოპტონაშვილი

ბიოგენური ელემენტების შემცველობის მონიტორინგი

მდინარე ალაზანსა და არაგვში, მათი

გავლენა თევზებზე

ანოტაცია

(წარდგენილი ბიოლოგიის დოქტორის აკადემიური ხარისხის მოსაპოვებლად)

სპეციალობა - ბიოლოგია

ბათუმი 2026

სადისერტაციო ნაშრომი შესრულებულია სსიპ „ბათუმის შოთა რუსთაველის სახელმწიფო უნივერსიტეტის“ საბუნებისმეტყველო მეცნიერებათა და ჯანდაცვის ფაკულტეტის ბიოლოგიის დეპარტამენტის ბაზაზე.

სამეცნიერო ხელმძღვანელები:

რევაზ გორაძე - ბსუ-ს ფიტოპათოლოგიისა და ბიომრავალფეროვნების ინსტიტუტის მთავარი მეცნიერი თანამშრომელი, ბიოლოგიის დოქტორი

თეა მჭედლო - იაკობ გოგებაშვილის სახელობის თელავის სახელმწიფო უნივერსიტეტის პროფესორი, ბიოლოგიის დოქტორი.

შემფასებლები:

გუგული დუმბაძე - ბიოლოგიის დოქტორი; ბათუმის შოთა რუსთაველის სახელმწიფო უნივერსიტეტის, საბუნებისმეტყველო მეცნიერებათა და ჯანდაცვის ფაკულტეტის, ბიოლოგიის დარგობრივი დეპარტამენტის ასოცირებული პროფესორი.

პაატა ვადაჭკორია - ბიოლოგიის დოქტორი; სსიპ გარემოს ეროვნული სააგენტოს, მეთევზეობის, აკვაკულტურის და წყლის ბიომრავალფეროვნების დეპარტამენტის, საექსპედიციო მომსახურების და ტექნიკური უზრუნველყოფის სამმართველოს უფროსი. ბსუ-ს მოწვეული პედაგოგი.

ეკატერინე შუბლაძე - ქიმიური და ბიოლოგიური ინჟინერიის აკადემიური დოქტორი; კვლევითი ცენტრი „გამა“-სა და ტექნიკური უნივერსიტეტის ჰიდრომეტეოროლოგიის ინსტიტუტის თანამშრომელი.

სადისერტაციო ნაშრომის დაცვა შედგება 2026 წლის 17 ივლისს 12:00 სთ-ზე ბათუმის შოთა რუსთაველის სახელმწიფო უნივერსიტეტის საბუნებისმეტყველო მეცნიერებათა და ჯანდაცვის ფაკულტეტის დარგობრივი სადისერტაციო კომისიის სხდომაზე. **მისამართი:** ბათუმი, რუსთაველის/ნინოშვილის ქ. 32/35, 328 აუდიტორია. სადისერტაციო

ნაშრომის გაცნობა შესაძლებელია ბათუმის შოთა რუსთაველის სახელმწიფო უნივერსიტეტის ბიბლიოთეკასა და ამავე უნივერსიტეტის ვებ-გვერდზე www.bsu.edu.ge

ბათუმის შოთა რუსთაველის სახელმწიფო უნივერსიტეტის
საბუნებისმეტყველო მეცნიერებათა და ჯანდაცვის ფაკულტეტის
სადისერტაციო საბჭოს მდივანი

ასოც. პროფ.

ე. ჯაყელი

ნაშრომის საერთო დახასიათება

თემის აქტუალობა: წყლის რესურსების დაცვა და ეკოსისტემების მდგრადობის შენარჩუნება თანამედროვე საზოგადოების ერთ-ერთ უმნიშვნელოვანეს ეკოლოგიურ გამოწვევას წარმოადგენს. სუფთა წყლის უზრუნველყოფა, ეკოლოგიური ბალანსის დაცვა და ჰიდროეკოსისტემების ფუნქციური სტაბილურობა მჭიდროდ არის დაკავშირებული როგორც ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებასთან, ისე ადამიანის სიცოცხლესა და ჯანმრთელობასთან.

თანამედროვე პირობებში ანთროპოგენული ზემოქმედება, განსაკუთრებით სოფლის მეურნეობის ინტენსიფიკაცია, სამრეწველო საქმიანობა და ურბანიზაცია, მნიშვნელოვნად ცვლის წყლის ეკოსისტემების ბუნებრივ მდგომარეობას. სასოფლო-სამეურნეო საქმიანობის შედეგად გარემოში ხდება დიდი რაოდენობით მინერალური სასუქები, რომლებიც შეიცავს ნიტრატებს, ნიტრიტებს, ფოსფატებსა და ამონიუმის იონებს. აღნიშნული ბიოგენური ელემენტები ზედაპირული ჩამონადენისა და ნიადაგის ეროზიული პროცესების გზით აღწევს წყალსატევებში და იწვევს ევტროფიკაციას, წყლის ზედმეტ გამდიდრებას საკვები ნივთიერებებით. ეს პროცესი განაპირობებს ფიტოპლანქტონისა და წყალმცენარეების ჭარბ განვითარებას, ჟანგბადის დეფიციტს, ანაერობული პირობების ფორმირებას და, საბოლოოდ, ჰიდრობიონტების, მათ შორის თევზების, მრავალფეროვნებისა და რაოდენობის შემცირებას (თხელიძე და სხვ., 2009).

ანთროპოგენური ფაქტორების ზემოქმედება იწვევს ზედაპირული წყლების ჰიდროქიმიური პარამეტრების ცვლილებას, ეკოსისტემების ფუნქციური ბალანსის რღვევას და ბიოლოგიური რესურსების დეგრადაციას (Smith 2003) ამ ფონზე განსაკუთრებულ მნიშვნელობას იძენს წყლის ეკოსისტემების მდგომარეობის კომპლექსური შეფასება, რომელიც მოიცავს როგორც ფიზიკურ-ქიმიურ, ისე მიკრობიოლოგიურ მაჩვენებლებს.

საქართველოსთვის, როგორც აგრარული ქვეყნისთვის, განსაკუთრებით აქტუალურია ისეთი მნიშვნელოვანი მდინარეების, როგორიცაა ალაზანი და არაგვი, ეკოლოგიური მდგომარეობის სისტემური კვლევა. აღნიშნული მდინარეები განსაკუთრებულ როლს ასრულებენ, როგორც სასმელი წყლის რესურსების

ფორმირებაში, ისე სოფლის მეურნეობისა და ეკოსისტემების ფუნქციონირებაში. მათი დაბინძურება ბიოგენური ელემენტებით და მიკრობიოლოგიური აგენტებით ქმნის მნიშვნელოვან ეკოლოგიურ და სანიტარულ რისკებს.

წყლის ხარისხის ფიზიკურ-ქიმიური პარამეტრების განსაზღვრა, რომელიც წარმოადგენს მონიტორინგის ტრადიციულ მეთოდს, მნიშვნელოვან როლს ასრულებს წყალსატევების დაბინძურების ხარისხის შეფასებაში, თუმცა ვერ უზრუნველყოფს სრულფასოვან ინფორმაციას მდინარეთა ეკოსისტემების ეკოლოგიური მდგომარეობის შესაფასებისათვის. წყალსატევებში წყლის ხარისხის შეფასების მიზნით, გამოყენებული ტრადიციული მეთოდისაგან განსხვავებით, ბიომონიტორინგის საშუალებით შესაძლებელია დადგინდეს წყლის დაბინძურების მაღალი ხარისხის ზემოქმედება მდინარეებზე. საკითხის აქტუალობა კიდევ უფრო იზრდება მდინარეების ბიოგენური ელემენტებით დაბინძურების გამო, რომლებიც წარმოადგენს თანამედროვე ჰიდროეკოსისტემებისთვის ერთ-ერთ ყველაზე მწვავე ეკოლოგიურ საფრთხეს.

თემის აქტუალობას ზრდის ბიოინდიკაციური მიდგომების გამოყენების მნიშვნელობა, კერძოდ, თევზის, როგორც წყლის ეკოსისტემის მდგომარეობის სენსიტიური ინდიკატორის, კომპლექსური კვლევა. ბიოგენური ელემენტების, განსაკუთრებით, აზოტოვანი ნაერთების, ზემოქმედების შეფასება თევზის ორგანიზმში, აგრეთვე მიკრობიოლოგიური მაჩვენებლების ანალიზი, უზრუნველყოფს მდინარის ეკოსისტემაში მიმდინარე ბიოქიმიური და ეკოლოგიური პროცესების სიღრმისეულ ანალიზს. თევზის ორგანიზმში მიკრობული კონტამინაციის დონის განსაზღვრა წარმოადგენს მნიშვნელოვან კრიტერიუმს წყლის ობიექტების სანიტარულ-ჰიგიენური მდგომარეობის შეფასებისა და ანთროპოგენული ზემოქმედებით გამოწვეული ეკოლოგიური რისკების იდენტიფიცირებისათვის.

ამრიგად, წარმოდგენილი თემის აქტუალობა განისაზღვრება რამდენიმე ურთიერთდაკავშირებული გარემოებით: წყლის რესურსების დაცვის გლობალური აუცილებლობით; ბიოგენური დაბინძურების და ევტროფიკაციის მზარდი მნიშვნელობით; ფიზიკურ-ქიმიური მონიტორინგის ინფორმაციული შეზღუდულობით; ბიომონიტორინგის, მათ შორის თევზებზე დაფუძნებული

ინდიკაციური შეფასების, მეცნიერული სანდოობით; და საქართველოსთვის მნიშვნელოვანი მდინარეების, არაგვისა და ალაზნის, ეკოლოგიური მდგომარეობის ინტეგრირებული შეფასების აუცილებლობით. სწორედ ამიტომ, ჰიდროქიმიური, მიკრობიოლოგიური და ბიოინდიკაციური კომპონენტების ერთიან ჩარჩოში განხილვა ქმნის მყარ საფუძველს მდინარეთა ეკოლოგიური სტატუსის ობიექტური შეფასებისა და წყლის რესურსების მდგრადი მართვისათვის (Smith, 2003; Smith et al., 1999; Buachidze, 2016).

ამრიგად, მდინარეების ბიოგენური ელემენტებით დაბინძურება და მასთან დაკავშირებული ეკოლოგიური პროცესები წარმოადგენს თანამედროვე ჰიდროეკოსისტემებისთვის ერთ-ერთ ყველაზე მწვავე პრობლემას, რაც განაპირობებს წარმოდგენილი კვლევის აქტუალობას, მეცნიერულ მნიშვნელობასა და პრაქტიკულ ღირებულებას. კერძოდ, წყლის ეკოსისტემების მონიტორინგისა და მართვის ეფექტური ღონისძიებების შემუშავების თვალსაზრისით.

კვლევის მიზანი და ამოცანები: კვლევის მიზანს წარმოადგენდა აღმოსავლეთ საქართველოს მდინარეებში, არაგვსა და ალაზანში, წყლის კომპლექსური ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასება, რაც მოიცავს ჰიდროქიმიური, მიკრობიოლოგიური და ბიოინდიკატორული მაჩვენებლების ანალიზს. კვლევის დროს ყურადღება დაეთმო ბიოგენური ელემენტების, განსაკუთრებით აზოტოვანი ნაერთების, დინამიკასა და მათი ზემოქმედების შესწავლას თევზების ორგანიზმზე, როგორც ეკოსისტემის მდგომარეობის სენსიტიურ ბიოინდიკატორზე. კვლევა განხორციელდა 2023–2024 წლებში და მოიცავდა მდინარეების ჰიდროქიმიური და მიკრობიოლოგიური პარამეტრების სეზონურ მონიტორინგს მზარდი ანთროპოგენური ზემოქმედების პირობებში.

მიზნის მისაღწევად დასახული იყო შემდეგი ამოცანები: წყლის ჰიდროქიმიური პარამეტრების სეზონური დინამიკის შეფასება; ბიოგენური ელემენტების - ნიტრატების (NO_3^-), ნიტრიტების (NO_2^-), ფოსფატების (PO_4^{3-}) და ამონიუმის (NH_4^+) კონცენტრაციის სეზონური დინამიკის დადგენა და მათი ეკოლოგიური გავლენის შეფასება; მდინარეების მიკრობიოლოგიური მდგომარეობის შესწავლა სანიტარულ-მაჩვენებლური (*Escherichia coli*, ტოტალური კოლიფორმები, ფეკალური

სტრუქტოკოკები) და პათოგენური (Salmonella) მიკროორგანიზმების სეზონური დინამიკის განსაზღვრით; თევზების, როგორც ბიოინდიკატორის, ორგანიზმში აზოტოვანი ნაერთების შემცველობისა და მიკრობული კონტამინაციის დონის შეფასება სეზონური და ჰიდროქიმიური პირობების გათვალისწინებით. აგრეთვე მიღებული მონაცემების ინტეგრირებული ანალიზი მდინარეების ეკოლოგიური მდგომარეობის დასადგენად, რაც საშუალებას იძლევა შემუშავდეს რეკომენდაციები წყლის ხარისხის მონიტორინგისა და მართვის პროცესების ეფექტურობის უზრუნველსაყოფად.

კვლევის ობიექტი და მეთოდები: კვლევის ობიექტად შერჩეულ იქნა აღმოსავლეთ საქართველოს მდინარეები - ალაზანი და არაგვი. კვლევა განხორციელდა საველე და ლაბორატორიული პირობებში 2023–2024 წლებში, სეზონურად - გაზაფხულზე, ზაფხულსა და შემოდგომაზე. კვლევის ფარგლებში განხორციელდა მდინარეების ფიზიკურ-ქიმიური ანალიზი, მიკრობიოლოგიური კვლევა და ბიოგენური ელემენტების შემცველობის განსაზღვრა. კვლევა ასევე მოიცავდა თევზის, როგორც ბიოინდიკატორის, ორგანიზმში საერთო აზოტის შემცველობის და მიკრობული დაბინძურების შეფასებას. ასეთი მიდგომა უზრუნველყოფს სანდო, კომპლექსურ მონაცემებს მდინარეთა ეკოლოგიური მდგომარეობის, წყლის ხარისხის და მიკრობიოლოგიური უსაფრთხოების მონიტორინგისთვის, რაც განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია წყლის ეკოსისტემების მდგრადობის, ბიოლოგიური ბალანსის შენარჩუნებისთვის და ა.შ.

ჩვენს მიერ ჩატარებული კვლევები იძლევა შესაძლებლობას, შეფასდეს მდინარეების ეკოლოგიური რისკები, პოტენციური საფრთხეები, რაც წარმოადგენს მნიშვნელოვან კომპონენტს მდინარეთა ეკოლოგიური მართვისა და გარემოს დაცვის სტრატეგიებში.

საკვლევ მდინარეებში წყლის ძირითადი ფიზიკურ-ქიმიური პარამეტრები განისაზღვრა პორტატული მრავალპარამეტრიანი საზომი აპარატურის გამოყენებით. სინჯების აღება განხორციელდა საერთაშორისო სტანდარტების შესაბამისად. კვლევების დროს გამოყენებულ იქნა იონ-ქრომატოგრაფული მეთოდი, სპექტროფოტომეტრული მეთოდი, მემბრანული ფილტრაციის მეთოდი; ჟანგბადის

ბიოქიმიური მოთხოვნილების (ჟბმ) განსაზღვრის მეთოდი, მემბრანული ფილტრაციის მეთოდი; სიცოცხლისუნარიანი მიკროორგანიზმების განსაზღვრის მეთოდი; მეზოფილური აერობების და ფაკულტატური ანაერობების რაოდენობის განსაზღვრის მეთოდი.

საველე და ლაბორატორიული კვლევები განხორციელდა მოქმედი საერთაშორისო და ეროვნული სტანდარტების შესაბამისად, რაც უზრუნველყოფს მიღებული მონაცემების სიზუსტეს, რეპრეზენტატიულობას, შედეგების სიზუსტესა და სანდოობას.

მატერიალურ-ტექნიკური ბაზა. გ. ნათამის სახელობის სანიტარიის, ჰიგიენის და სამედიცინო ეკოლოგიის სამეცნიერო-კვლევითი ინსტიტუტი; ლაბორატორია მულტიტესტი. საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტის ჰიდრომეტეოროლოგიის ინსტიტუტი

ნაშრომის მეცნიერული სიახლე და პრაქტიკული ღირებულება: ნაშრომის მეცნიერული სიახლე მდგომარეობს აღმოსავლეთ საქართველოს მდინარეების, ალაზანისა და არაგვის, ეკოლოგიური მდგომარეობის კომპლექსურ და სისტემურ შეფასებაში, რომელიც აერთიანებს ჰიდროქიმიურ, მიკრობიოლოგიურ და ბიოინდიკატორულ კვლევებს. პირველად განხორციელდა აღნიშნული მდინარეების წყლის ხარისხის ერთდროული შეფასება: ბიოგენური ელემენტების (ნიტრატები, ნიტრიტები, ამონიუმი, ფოსფატები) სივრცით-სეზონური დინამიკის ანალიზი; წყლის მიკრობიოლოგიური დაბინძურებისა და ფიზიკურ-ქიმიური პარამეტრების ურთიერთკავშირის დადგენა;

თევზების ორგანიზმში, როგორც ბიოინდიკატორში, საერთო აზოტის შემცველობის და მიკრობული კონტამინაციის განსაზღვრა მდინარეების ეკოლოგიური მდგომარეობის დადგენის მიზნით; ანთროპოგენული ფაქტორების ზემოქმედების შეფასება მდინარეების წყლის ხარისხზე, აგრეთვე ეკოტოქსიკოლოგიური რისკების იდენტიფიცირება, რომლებიც დაკავშირებულია ბიოგენური ელემენტების ჭარბ კონცენტრაციასთან და მიკრობიოლოგიურ დაბინძურებასთან. აღნიშნული კომპლექსური კვლევა შესაძლებლობას იძლევა

მდინარეების ეკოლოგიური მდგომარეობის ანალიზის საფუძველზე განხორციელდეს ეკოლოგიური რისკების უფრო სრულყოფილი შეფასება.

ნაშრომის პრაქტიკული მნიშვნელობა მდგომარეობს მიღებული შედეგების გამოყენებაში მდინარეების წყლის ხარისხის მონიტორინგის, ეკოლოგიური შეფასებისა და მართვის პროცესში. მიღებული შედეგები ავსებს არსებულ სამეცნიერო ცოდნას საქართველოს ზედაპირული წყლების ეკოლოგიური მდგომარეობის შესახებ და ქმნის საფუძველს წყლის ხარისხის მონიტორინგის სისტემების გაუმჯობესებისა და გარემოს დაცვის ეფექტური ღონისძიებების შემუშავებისთვის.

სადისერტაციო ნაშრომში წარმოდგენილი კვლევის შედეგები გამოირჩევა აქტუალობით, მეცნიერული სიახლით, ექსპერიმენტული კვლევის სიღრმითა და დასკვნების მაღალი მეცნიერული დონით, რაც განაპირობებს მათ თეორიულ და პრაქტიკულ მნიშვნელობას. მიღებული შედეგების გამოყენება შესაძლებელია მდინარე არაგვისა და ალაზნის ეკოლოგიური უსაფრთხოების უზრუნველყოფის სისტემის სრულყოფისათვის, აგრეთვე პრაქტიკული რეკომენდაციების შემუშავებისათვის, რომლებიც მიზნად ისახავს წყლის ეკოსისტემების ეფექტურ მართვასა და მონიტორინგს.

სადისერტაციო ნაშრომის სტრუქტურა: სადისერტაციო ნაშრომი წარმოდგენილია 139 ნაბეჭდ გვერდზე და მოიცავს შესავალს, ლიტერატურულ მიმოხილვას, ხუთ თავს, დასკვნებსა და გამოყენებული ლიტერატურის ნუსხას. ბიბლიოგრაფია აერთიანებს 117 წყაროს, მათ შორის 17 ქართულენოვან, 9 რუსულენოვან და 91 ინგლისურენოვან წყაროს. ტექსტში წარმოდგენილია 35 ცხრილი და 15 გრაფიკი.

კვლევის შედეგების აპრობაცია და პუბლიკაცია: სადისერტაციო თემის ფარგლებში გამოქვეყნებულია ოთხი სამეცნიერო ნაშრომი, მათ შორის ერთი ინდექსირებულია Scopus-ის ბაზაში, ხოლო სამი წარმოდგენილია საერთაშორისო სამეცნიერო კონფერენციების მასალებში.

თავი I

თავი I. ლიტერატურული მიმოხილვა

სადისერტაციო ნაშრომში გაანალიზებულია 117 ლიტერატურული წყარო, რომელთა საფუძველზე განხორციელებულია სადისერტაციო თემასთან დაკავშირებული სამეცნიერო მასალების სისტემური ანალიზი და წარმოდგენილია კვლევის პრობლემის შესახებ არსებული ძირითადი შედეგები და კონცეფციები.

I თავში დეტალურად არის განხილული წყლის ეკოსისტემების ბიოქიმიური ციკლი, რომელიც განსაზღვრავს ნუტრიენტების ბრუნვასა და ეკოსისტემების ფუნქციონირების სტაბილურობას. განსაკუთრებული ყურადღება ეთმობა ბიოგენურ ელემენტებს, მათ შორის აზოტისა და ფოსფორის ნაერთებს, მათი წარმოშობის წყაროებს, ქიმიურ ფორმებსა და ზედაპირულ წყლებში გავრცელების თავისებურებებს. გაანალიზებულია აზოტისა და მისი ნაერთების შემცველობა ზედაპირულ წყლებში და მათი ეკოტოქსიკოლოგიური ზემოქმედება თევზების ფიზიოლოგიურ მდგომარეობაზე და ა.შ. ანალოგიურად განხილულია ფოსფორის ნაერთები ზედაპირულ წყლებში და მათი პოტენციური ტოქსიკური მოქმედება თევზებზე, განსაკუთრებით ევტროფიკაციის პირობებში. ლიტერატურული მიმოხილვის ფარგლებში განხილულია აგრეთვე ზედაპირული წყლების დაბინძურება აზოტოვანი და ფოსფოროვანი სასუქებით, რაც დაკავშირებულია სოფლის მეურნეობის ინტენსიფიკაციასთან და წარმოადგენს წყლის ეკოსისტემების დეგრადაციის ერთ-ერთ მთავარ ფაქტორს. ცალკე ქვეთავი ეთმობა მდინარეების პესტიციდებით დაბინძურებას და მათი ზემოქმედების მექანიზმებს თევზებზე, მათ შორის ბიოაკუმულაციასა და ქრონიკული ტოქსიკური ეფექტების განვითარებას.

განსაკუთრებული ყურადღება გამახვილებულია წყალსატევების პათოგენური მიკროორგანიზმებით დაბინძურებაზე, მათი გავრცელების წყაროებსა და ეკოლოგიურ და სანიტარულ რისკებზე, აგრეთვე განხილულია სანიტარულ-მაჩვენებლური მიკროორგანიზმების გამოყენების მნიშვნელობა წყლის ხარისხისა და მიკრობიოლოგიური უსაფრთხოების შეფასებაში. ლიტერატურულ მიმოხილვაში გამოყენებულია უახლესი საერთაშორისო სამეცნიერო ლიტერატურა და სტატიები,

რაც უზრუნველყოფს კვლევის თეორიული საფუძვლის აქტუალობასა და მეცნიერულ სანდოობას.

თავი II

კვლევის ობიექტი და მეთოდები

კვლევის ობიექტად შერჩეულ იქნა აღმოსავლეთ საქართველოს მდინარეები - ალაზანი და არაგვი. კვლევა განხორციელდა საველე და ლაბორატორიული პირობებში 2023–2024 წლებში, სეზონურად. კვლევის ფარგლებში განხორციელდა მდინარეების ფიზიკურ-ქიმიური ანალიზი, მიკრობიოლოგიური კვლევა და ბიოგენური ელემენტების შემცველობის განსაზღვრა. კვლევა ასევე მოიცავდა თევზის, როგორც ბიოინდიკატორის, ორგანიზმში საერთო აზოტის შემცველობის და მიკრობული დაბინძურების შეფასებას.

სამუშაოების დაწყებამდე შემუშავდა სტანდარტული პროცედურები საველე ანალიზებისთვის. განხორციელდა პორტატული აპარატურისა და სტანდარტული ხსნარების ტესტირება, ხოლო ნიმუშების აღება და ტრანსპორტირება განხორციელდა საერთაშორისო ევროსტანდარტების შესაბამისი მეთოდებით. საკვლევ მდინარეებში წყლის ძირითადი ფიზიკურ-ქიმიური პარამეტრები განისაზღვრა პორტატული მრავალპარამეტრიანი საზომი აპარატურის გამოყენებით. ფიზიკურ-ქიმიური და ბიოგენური ანალიზებისთვის განკუთვნილი წყლის სინჯების აღება, კონსერვირება, ტრანსპორტირება და შენახვა შესრულდა ISO 5667-3:2018 სტანდარტის მოთხოვნების შესაბამისად, რომელიც ადგენს წყლის სინჯების დამუშავების, ტრანსპორტირებისა და შენახვის ზოგად მოთხოვნებს. ბიოგენური ელემენტების ძირითადი ფორმებიდან ნიტრატები (NO_3^-), ნიტრიტები (NO_2^-) და ფოსფატები (PO_4^{3-}) განისაზღვრა იონ-ქრომატოგრაფიული მეთოდით ISO 10304-1:2007-ის შესაბამისად, ხოლო ამონიუმის იონი (NH_4^+) - სპექტროფოტომეტრული მეთოდით (ISO 7150-1:1984).

წყლის სანიტარულ-მიკრობიოლოგიური მდგომარეობის შესაფასებლად განისაზღვრა ტოტალური კოლიფორმები და *Escherichia coli* ISO 9308-2:2012-ის მიხედვით, ნაწლავური ენტეროკოკები/ფეკალური სტრეპტოკოკები - ISO 7899-1:1998-ის მიხედვით, კულტივირებადი მიკროორგანიზმები - ISO 6222:1999-ის მიხედვით,

ხოლო *Salmonella spp.*-ის გამოვლენა განხორციელდა ISO 19250:2010-ის საფუძველზე. ამ მეთოდთა გამოყენებამ შესაძლებელი გახდა მდინარის წყლის სანიტარიულ-ჰიგიენური მდგომარეობის სანდო შეფასება და მიკრობული დაბინძურების მასშტაბის დადგენა.

თევზის (*Luciobarbus mursa*, Cyprinidae) ბიოლოგიურ ნიმუშებში განისაზღვრა მიკრობიოლოგიური და აზოტოვანი მაჩვენებლები. მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმების რაოდენობა - ISO 4833-1:2013-ის მიხედვით; *Staphylococcus aureus*-ის არსებობა - GOST 31746-2012-ის შესაბამისად, კოლიფორმული ბაქტერიების გამოვლენა - GOST 31747-2012-ის მიხედვით, ხოლო საერთო აზოტის შემცველობა - GOST 7636-85-ის მოთხოვნათა საფუძველზე. აღნიშნული ანალიზები გამოიყენებოდა თევზის ორგანიზმში ეკოლოგიური სტრესის და მიკრობული კონტამინაციის ნიშნების გამოსავლენად, რაც მნიშვნელოვნად ავსებდა წყლის ხარისხის ჰიდროქიმიურ და მიკრობიოლოგიურ შეფასებას.

კვლევის მეთოდური სქემა ეფუძნებოდა ჰიდროქიმიური, მიკრობიოლოგიური და ბიოინდიკაციური მდგომარეობის ინტეგრაციას. საველე და ლაბორატორიული კვლევები ჩატარდა თანამედროვე მეთოდოლოგიისა და მოქმედი საერთაშორისო და ეროვნული სტანდარტების შესაბამისად.

თავი III

კვლევის შედეგები და მათი განხილვა

3.1 მდინარეების (არაგვის და ალაზნის) ანთროპოგენური ფაქტორების

გავლენით გამოწვეული ბიოგენური დაბინძურების შეფასება

საქართველო მდიდარია მტკნარი წყლის რესურსებით, თუმცა მდინარეების ეკოლოგიური მდგომარეობა ხშირად არ შეესაბამება ევროპულ სტანდარტებს, ძირითადად ანთროპოგენული დატვირთვის შედეგად. სამრეწველო, სამეურნეო-საყოფაცხოვრებო ჩამდინარე წყლები, პესტიციდები და სასუქები ზრდის ბიოგენური ელემენტების (ნიტრატები, ნიტრიტები, ამონიუმი) და ფოსფატების კონცენტრაციას, რაც ხელს უწყობს ფიტოპლანქტონის, მათ შორის ციანობაქტერიების მასობრივ გამრავლებას და ევტროფიკაციას. შედეგად მცირდება გახსნილი ჟანგბადი, ირღვევა

ეკოლოგიური ბალანსი, ზიანდება ჰიდრობიონტები და მცირდება ბიომრავალფეროვნება (Paerl & Otten, 2013; Smith et al., 1999; Khatun et al., 2020; UN Water, 2020).

მოსახლეობის მიერ, სასოფლო-სამეურნეო სავარგულებზე, სასუქებისა და პესტიციდების დიდი რაოდენობით გამოყენება იწვევს ნიადაგში მათი ჭარბი რაოდენობით დაგროვებას, რის შედეგადაც წვიმის ან მორწყვის დროს ხვდება მდინარეებში და აბინძურებს მათ (Camargo & Alonso, 2006). საწარმოებიდან, მეფრინველეობის ფაბრიკებიდან, მეცხოველეობის ფერმებიდან ჩამდინარე წყლები ასევე შეიცავენ აზოტსა და ფოსფორის ნაერთებს დიდი რაოდენობით, რაც ზრდის ნიტრატებით და ფოსფატებით დაბინძურების რისკს (Sinyakova & Krylova, 2023). ბიოგენური ელემენტების სიჭარბე გავლენას ახდენს მდინარეების ეკოლოგიურ მდგომარეობაზე, წყლის ეკოსისტემაზე, ჰიდრობიონტებსა და თევზებზე. შესაბამისად, მიზანშეწონილია აღნიშნული პრობლემის დროული იდენტიფიცირება და პრევენციული ღონისძიებების გატარება.

მდინარე არაგვის და ალაზნის ეკოლოგიური მდგომარეობის დადგენის მიზნით, ჩვენს მიერ, 2023–2024 წლებში, კვლევა ჩატარდა ორივე მდინარეზე სეზონურად (გაზაფხული, ზაფხული და შემოდგომა). კვლევის ფარგლებში განხორციელდა მდინარის წყლის ფიზიკო-ქიმიური პარამეტრების კომპლექსური ანალიზი, რომელიც მოიცავდა შემდეგ მაჩვენებლებს: წყლის ტემპერატურა ($^{\circ}\text{C}$), სუნი, (pH), გახსნილი ჟანგბადის კონცენტრაცია (მგ/ლ), ელექტრული გამტარობა ($\mu\text{S}/\text{cm}$), ჟანგბადის ბიოქიმიური მოთხოვნილება (BOD_5 , მგ/ლ). დამატებით განისაზღვრა ძირითადი იონური შემადგენლობა, კერძოდ: სულფატების (SO_4^{2-}), ქლორიდების (Cl^-), ჰიდროკარბონატების (HCO_3^-), კალიუმის (K^+), ნატრიუმის (Na^+), კალციუმის (Ca^{2+}) და მაგნიუმის (Mg^{2+}) კონცენტრაციები (მგ/ლ), აგრეთვე შეფასდა წყლის საერთო მინერალიზაცია (მგ/ლ).

ნაშრომის ძირითადი კვლევითი მიმართულება ორიენტირებულია მდინარე არაგვის და ალაზნის წყალში ბიოგენური ელემენტების შემცველობის შეფასებაზე, რაც განიხილება როგორც წყლის ეკოსისტემის ეკოლოგიური მდგომარეობის განმსაზღვრელი ერთ-ერთი საკვანძო ფაქტორი. ამ მიზნით განხორციელდა აზოტისა

და ფოსფორის ნაერთების ბუნებრივი იონური ფორმების განსაზღვრა, კერძოდ, ამონიუმის იონების (NH_4^+), ნიტრიტ იონების (NO_2^-), ნიტრატ იონების (NO_3^-) და ფოსფატ იონების (PO_4^{3-}) კონცენტრაციების შეფასება.

ბიოგენური ელემენტები წარმოადგენს ნუტრიენტული ციკლების ფუნდამენტურ კომპონენტებს, რომლებიც განსაზღვრავენ ფიტოპლანქტონის, მიკრობული ბიომასის და მთლიანობაში ტროფიკული სტრუქტურის განვითარების ინტენსივობას. მათი ჭარბი კონცენტრაცია პირდაპირ აისახება ევტროფიკაციის პროცესების მიმდინარეობაზე, წყლის ბიოლოგიურ პროდუქტიულობაზე და ეკოსისტემური ბალანსის სტაბილურობაზე.

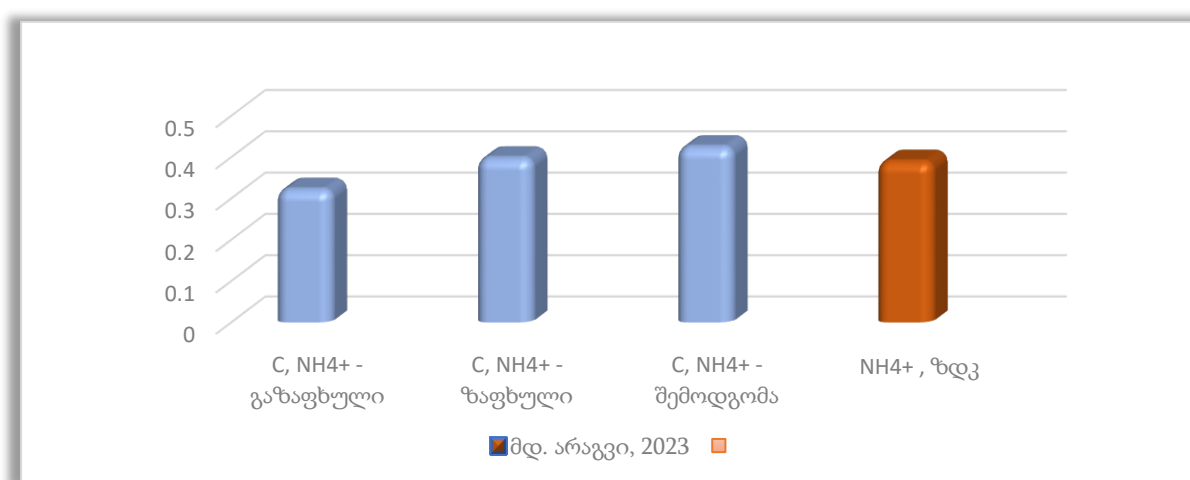
მდინარე არაგვის ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასება ბიოგენური ელემენტების დინამიკის საფუძველზე

აღმოსავლეთ საქართველოს ერთ-ერთ მნიშვნელოვან მდინარეს წარმოადგენს არაგვი, რომლის სიგრძე 112 კმ-ია. არაგვის მდინარეთა ჰიდროსისტემას ქმნის: მთიულეთის თეთრი არაგვი, გუდამაყრის შავი არაგვი, ფშავის არაგვი, ხევსურეთის არაგვი. არაგვი ყაზბეგის, დუშეთისა და მცხეთის მუნიციპალიტეტების ტერიტორიაზე მიედინება. მდინარის დაბინძურების ძირითადი წყაროა მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე არსებული დასახლებული პუნქტები, გაუმართავი საკანალიზაციო სისტემა, ჩამდინარე წყლების გამწმენდი ნაგებობების არარსებობა, ასევე მყარი და თხევადი ნარჩენების არასწორი მართვა, მოუწესრიგებელი ლეგალური/არალეგალური ნაგავსაყრელები. მოსახლეობა მდინარეს იყენებს სარწყავად. არაგვიდან გაყვანილია მუხრანის არხი. დაბა ჟინვალთან აგებულია ჰიდროელექტროსადგური და წყალსაცავი. ის მნიშვნელოვან როლს თამაშობს თბილისის მოსახლეობის სასმელ-სამეურნეო წყლით მომარაგებაში. ვინაიდან, მდინარე არაგვი წარმოადგენს თბილისის და მიმდებარე დასახლებული პუნქტების არამარტო წყალმომარაგების ძირითად წყაროს, არამედ, გამოიყენება სარეკრეაციოდ და თევზჭერისათვის, აქტუალურია მისი ეკოლოგიური მდგომარეობის მუდმივი მონიტორინგი/შეფასება მზარდი ანთროპოგენური დაბინძურებისაგან დაცვის მიზნით.

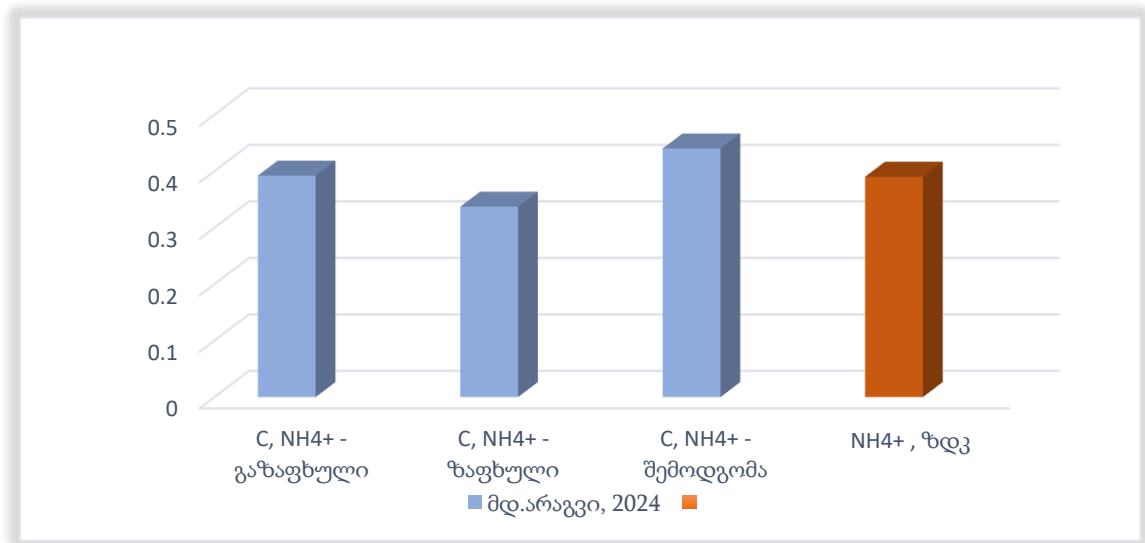
პრობლემის აქტუალობიდან გამომდინარე, მიზანშეწონილად მივიჩნიეთ, მდინარე არაგვის ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასება მასში ბიოგენური ელემენტების შემცველობის დინამიკის საფუძველზე, დუშეთის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე (ანანური).

მდინარე არაგვის წყლის ფიზიკურ-ქიმიური მონიტორინგის შედეგები 2023–2024 წლებში აჩვენებს სეზონურ დინამიკას. pH მერყეობს 8.2–8.5 ფარგლებში, გახსნილი ჟანგბადი - 9.0–10.5 მგ/ლ. მინერალიზაციის დონე რჩება სტაბილურად სუსტად მინერალიზებულ ფარგლებში და მერყეობს (172–200 მგ/ლ) დიაპაზონში; (ჯმმ₅) მთელი კვლევის პერიოდში რჩებოდა დაბალ და ეკოლოგიურად უსაფრთხო ზღვარში (1.55–1.75 მგ/ლ). ბიოგენური ელემენტები, კერძოდ ნიტრატები (NO_3^-), ნიტრიტები (NO_2^-), ფოსფატები (PO_4^{3-}) და ამონიუმი (NH_4^+) წარმოადგენს წყლის ეკოსისტემის ძირითად საკვებ ნივთიერებებს. მათი დაბალანსებული რაოდენობა აუცილებელია წყალმცენარეებისა და მიკროორგანიზმების ზრდისა და განვითარებისათვის. მდინარე არაგვის წყალში ბიოგენური ელემენტების (NO_3^-), (NO_2^-), (PO_4^{3-}) და (NH_4^+) დონის მონიტორინგი მნიშვნელოვანია არა მხოლოდ ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასებისა და ევტროფიკაციის რისკის გამოვლენისათვის, არამედ, მდინარის ეკოსისტემის ბიოლოგიური წონასწორობის, ბიომრავალფეროვნების და თევზების სიცოცხლისუნარიანობის შესაფასებლად.

2023–2024 წლებში მდინარე არაგვში სეზონურად ჩატარებული NH_4^+ ანალიზის შედეგები მოცემული გრაფიკებზე 1,2.



გრაფიკი 1. მდინარე არაგვის წყალში (ანანური) ამონიუმის იონის კონცენტრაციის ცვლილების დინამიკა (2023წ.)



გრაფიკი 2. მდინარე არაგვის წყალში (ანანური) ამონიუმის იონის კონცენტრაციის ცვლილების დინამიკა (2024)

ჩვენ მიერ 2023–2024 წლებში ჩატარებული სეზონური ანალიზის შედეგები აჩვენებს, რომ მდინარე არაგვის წყალში ნიტრიტების კონცენტრაცია მერყეობს 0.023–0.076 მგ/ლ ფარგლებში, რაც მნიშვნელოვნად დაბალია ზღვაზე (3.3 მგ/ლ) და მიუთითებს აზოტის ნაკლებად აქტიურ ციკლზე. ნიტრატების კონცენტრაცია 0.470–1.120 მგ/ლ დიაპაზონში რჩება, რაც მნიშვნელოვნად ჩამორჩება ზღვა-ს (45 მგ/ლ), ხოლო ფოსფატები სტაბილურად 0.072–0.125 მგ/ლ ფარგლებშია, რაც ევტროფიკაციის რისკის არარსებობას ადასტურებს. ამონიუმის მაჩვენებელი შედარებით მაღალია 0.322–0.440 მგ/ლ და მაქსიმალურ მნიშვნელობებს ძირითადად შემოდგომის პერიოდში ავლენს, რაც შესაძლოა დროებით ორგანული ნივთიერებების დაგროვებას ან მიკრობული აქტივობის ზრდას უკავშირდებოდეს. მთლიანობაში, მდინარე არაგვის წყალი ქიმიურად სუფთაა; ბიოგენური ელემენტების დაბალი კონცენტრაცია უზრუნველყოფს ეკოლოგიურად უსაფრთხო გარემოს ჰიდრობიონტებისა და თევზების სიცოცხლისუნარიანობისთვის, ხელს უწყობს მდინარის ეკოსისტემის ბიოლოგიურ სტაბილურობასა და ბუნებრივ თვითწმენდის პროცესებს. შეჯამებული სტატისტიკის მიხედვით, ნიტრიტების საშუალო კონცენტრაცია აქ შეადგენს 0.041 ± 0.015 მგ/ლ-ს, ნიტრატების — 0.770 ± 0.190 მგ/ლ-ს, ფოსფატების — 0.115 ± 0.050 მგ/ლ-

ს, ხოლო ამონიუმის — 0.386 ± 0.052 მგ/ლ-ს. ამონიუმის საშუალო მაჩვენებელი ზდკ-ის 98.9%-ს აღწევს, ხოლო გადაჭარბება დაფიქსირდა 6 აღებული სინჯიდან 5 შემთხვევაში. წლების დინამიკა მიუთითებს, რომ ამონიუმის ფონური დონე მცირედი ზრდის ტენდენციით ხასიათდებოდა: 2023 წელს იგი შეადგენდა 0.382 ± 0.053 მგ/ლ-ს, ხოლო 2024 წელს — 0.390 ± 0.052 მგ/ლ-ს. სეზონური შეფასებით, ამონიუმის შედარებით მაღალი კონცენტრაცია შემოდგომაზე ფიქსირდება (საშუალოდ 0.402 ± 0.021 მგ/ლ; 103.1% ზდკ), რაც სავარაუდოდ უკავშირდება ორგანული ნივთიერებების დაგროვებას, წყლის ხარჯის შემცირებასა და ანთროპოგენური ჩამონადენის კონცენტრირებას.

ცხრილი 1. მდინარე არაგვის (ანანური) ბიოგენური ნივთიერებების წლიური ჯამური მაჩვენებელი (2023–2024)

პარამეტრი	ზდკ (მგ/ლ)	2023 (საშ. $\pm$ SD)	2024 (საშ. $\pm$ SD)	p
ნიტრიტები	3.3	0.030 ± 0.006	0.048 ± 0.026	0.054
ნიტრატები	45.0	1.035 ± 0.097	0.639 ± 0.147	<0.001
ფოსფატები	3.5	0.075 ± 0.003	0.116 ± 0.017	<0.001
ამონიუმი	0.39	0.382 ± 0.053	0.390 ± 0.052	0.075

თითოეული ჰიდროქიმიური პარამეტრი განისაზღვრა სამი დამოუკიდებელი სინჯის საფუძველზე, სამჯერადი ლაბორატორიული განმეორებით, ხოლო შედეგები წარმოდგენილია საშ. $\pm$ SD ფორმატით. სტატისტიკურმა ანალიზმა აჩვენა, რომ 2023–2024 წლებში მდ. არაგვის წყალში ნიტრატებისა და ფოსფატების კონცენტრაციებს შორის განსხვავება მაღალ სარწმუნოებას ავლენს ($p < 0.001$): ნიტრატები შემცირდა, ხოლო ფოსფატები გაიზარდა. ნიტრიტების შემთხვევაში აღინიშნა ზრდის ტენდენცია ($p = 0.054$); ამონიუმის მაჩვენებელიც შედარებით სტაბილური დარჩა ($p = 0.075$). ზდკ-სთან შედარებით ნიტრიტების, ნიტრატებისა და ფოსფატების კონცენტრაციები მნიშვნელოვნად დაბალია და ნორმატიული ზღვრის მხოლოდ 1–4%-ს შეადგენს, რაც ეკოლოგიური რისკის დაბალ დონეზე მიუთითებს. განსაკუთრებულ ყურადღებას საჭიროებს ამონიუმი, რომლის საშუალო კონცენტრაცია ორივე წელს ზდკ-სთან ძალიან ახლოს ფიქსირდებოდა. შესაბამისად, ანანურის მონაკვეთი შეიძლება შეფასდეს როგორც ჰიდროქიმიურად სტაბილური, თუმცა ამონიუმის ფონური

დონისა და ფოსფატების ზრდის გამო — ეკოლოგიურად სენსიტიური უბანი, სადაც მიზანშეწონილია გრძელვადიანი მონიტორინგის გაგრძელება.

მდინარე ალაზნის ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასება ბიოგენური ელემენტების დინამიკის საფუძველზე

აღმოსავლეთ საქართველოს მდინარე ალაზანი სათავეს იღებს კავკასიონის ქედზე, ზღვის დონიდან 2800 მეტრის სიმაღლეზე. მისი სიგრძე 390 კმ-ია. ალაზანი მიედინება საქართველოს ტერიტორიაზე და აზერბაიჯანში უერთდება მინგეჩაურის წყალსაცავს.

მდინარე ალაზანზე ანთროპოგენური ფაქტორების გავლენა წარმოადგენს სერიოზულ საფრთხეს წყლისა და წყლის ეკოსისტემების სანიტარულ-ეკოლოგიური მდგომარეობისთვის. მდინარის პოტენციურ დამაბინძურებლებია მეცხოველეობის და მეფრინველეობის კომპლექსებიდან, სასოფლო-სამეურნეო სავარგულებიდან, ჩამდინარე გაუწმენდავი წყლები. ასევე, გაუფილტრავი და/ან არასაკმარისად გაფილტრული საყოფაცხოვრები, საწარმოო, კანალიზაციის წყლები, მდინარის ნაპირებზე განთავსებული არალეგალური ნაგავსაყრელები (მჭედლური, 2009).

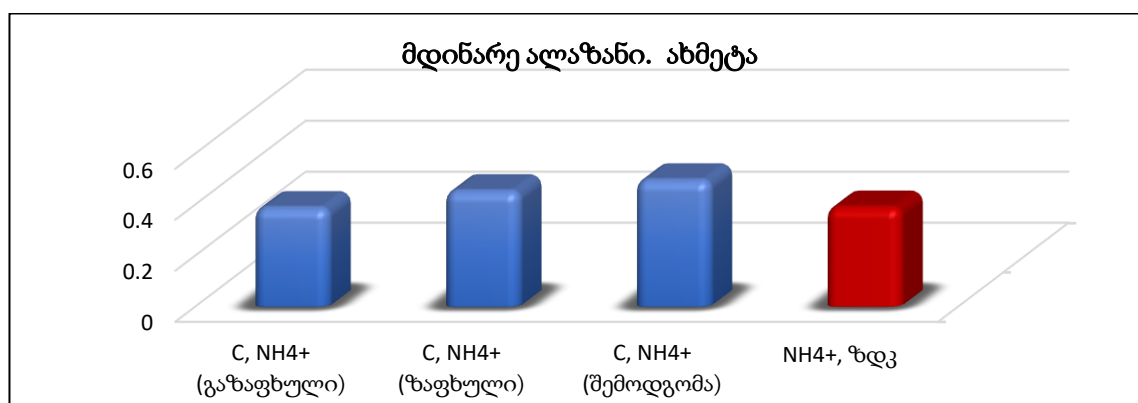
მდინარე ალაზანზე (წერტილი 2) კვლევა ჩატარდა ახმეტისა და გურჯაანის მუნიციპალიტეტების ტერიტორიებზე 2023–2024 წლებში, სეზონურად. კვლევის მიზანი იყო ანთროპოგენური ფაქტორების გავლენის შეფასება მდინარის წყლის ფიზიკურ-ქიმიურ პარამეტრებსა და ბიოგენური ელემენტების დინამიკაზე, რაც წყლის ეკოსისტემის ეკოლოგიური მდგომარეობისა და ნუტრიენტული ციკლის პროცესების შეფასების საშუალებას იძლევა.

მდინარე ალაზნის წყლის ფიზიკურ-ქიმიური ანალიზის შედეგების მიხედვით, თითქმის ყველა პარამეტრი ნორმის ფარგლებშია. თუმცა ჩატარებული კვლევის ფარგლებში გამოიკვეთა სეზონური დინამიკა ახმეტის და გურჯაანის მუნიციპალიტეტების ტერიტორიებზე (ჟბმ₅) და მინერალიზაციის მაჩვენებლებში. ჟბმ₅ და მინერალიზაცია ძირითადად იმატებს ზაფხულსა და შემოდგომაზე.

მდინარე ალაზნის წყალში ბიოგენური ელემენტების კონცენტრაციის განსაზღვრა მნიშვნელოვან როლს ასრულებს წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის

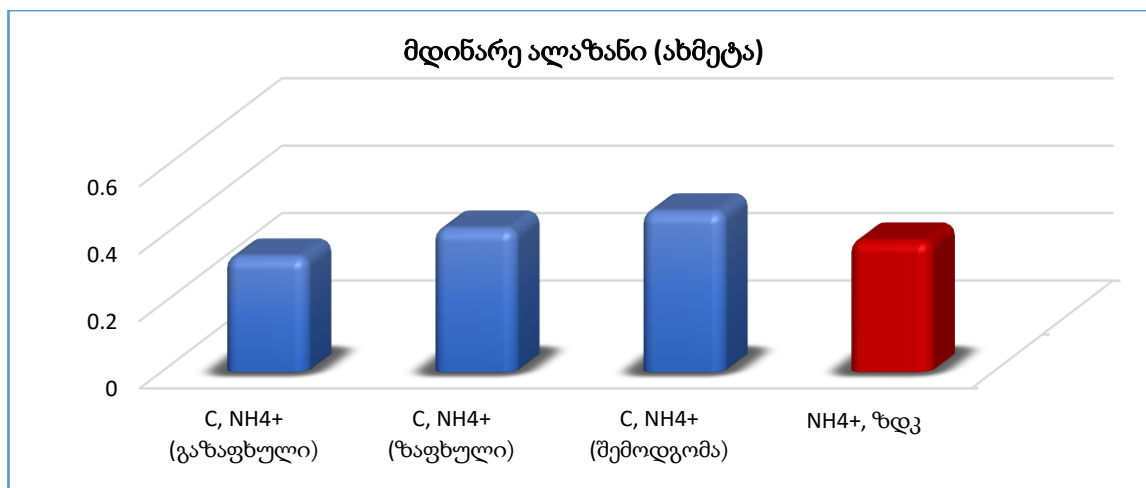
შეფასება/ მონიტორინგში. მათი გადაჭარბებული კონცენტრაცია ხშირად მიუთითებს ორგანულ და საკვები ნივთიერებებით დაბინძურებაზე (ევტროფიკაცია). ამიტომ, მდინარის წყალში ბიოგენური ელემენტების რეგულარული მონიტორინგი აუცილებელია წყლის ეკოლოგიური სტაბილურობის შენარჩუნების, თევზებისა და სხვა ჰიდრობიონტების ეკოსისტემური ბალანსის უზრუნველყოფისათვის.

ვინაიდან, მდინარეში ბიოგენური ელემენტების შემცველობა განსაზღვრავს ფეკალური დაბინძურების დონეს და არის მისი ერთ-ერთი ინდიკატორი, ალაზანზე ანთროპოგენური დაბინძურების დონის დასადგენად, ვაწარმოეთ მისი ცალკეული ფორმები NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} შემცველობის ორ წლიანი მონიტორინგი.



გრაფიკი 3. მდინარე ალაზნის წყალში ამონიუმის იონის კონცენტრაციის (მგ/ლ) სეზონური დინამიკა (2023 წ.)

გრაფიკები (3 და 4) აჩვენებს, რომ მდ. ალაზნის ახმეტის მონაკვეთში ამონიუმის კონცენტრაცია ორივე წელს სეზონურად მატულობს: მინიმუმი ფიქსირდება გაზაფხულზე, ხოლო მაქსიმუმი — შემოდგომაზე. ზაფხულსა და შემოდგომაზე NH_4^+ -ის დონე ზდკ-ს აღემატება, რაც მიუთითებს ორგანული დაბინძურებისა და ანთროპოგენური ზეწოლის სეზონურ გაძლიერებაზე.



გრაფიკი 4. მდინარე ალაზნის წყალში ამონიუმის იონის კონცენტრაციის (მგ/ლ)

სეზონური დინამიკა (2024 წ.)

ცხრილი 2. ბიოგენური ელემენტების საშუალო წლიური კონცენტრაციები მდ.

ალაზანში (ახმეტა, 2023–2024 წწ.).

პარამეტრი	ზდკ (მგ/ლ)	2023 (საშ. $\pm$ SD)	2024 (საშ. $\pm$ SD)	p
ნიტრიტები	3.3	0.356 ± 0.11	0.058 ± 0.02	<0.001
ნიტრატები	45.0	0.873 ± 0.54	0.604 ± 0.13	0.073
ფოსფატები	3.5	0.160 ± 0.10	0.174 ± 0.05	0.061
ამონიუმი	0.39	0.446 ± 0.05	0.414 ± 0.06	0.063

მე-2 ცხრილში წარმოდგენილი მონაცემები აჩვენებს, რომ 2023–2024 წლებში მდ. ალაზანში ბიოგენური ელემენტების კონცენტრაციები, ძირითადად, ზდკ-ზე დაბალია. გამონაკლისია ამონიუმი, რომლის საშუალო მნიშვნელობა ორივე წელს მცირედ აღემატება დასაშვებ ნორმას. 2024 წელს 2023 წელთან შედარებით ნიტრიტების კონცენტრაცია მკვეთრად შემცირდა და ეს ცვლილება სტატისტიკურად სარწმუნოა ($p < 0.001$). ნიტრატების, ფოსფატებისა და ამონიუმის ცვლილებების p-მნიშვნელობები სარწმუნოების ზღვარს უახლოვდება. მთლიანობაში, მდინარის ჰიდროქიმიური მდგომარეობა შედარებით სტაბილურია, თუმცა ამონიუმის მომატებული დონე ეკოლოგიურად საყურადღებო მაჩვენებლად რჩება.

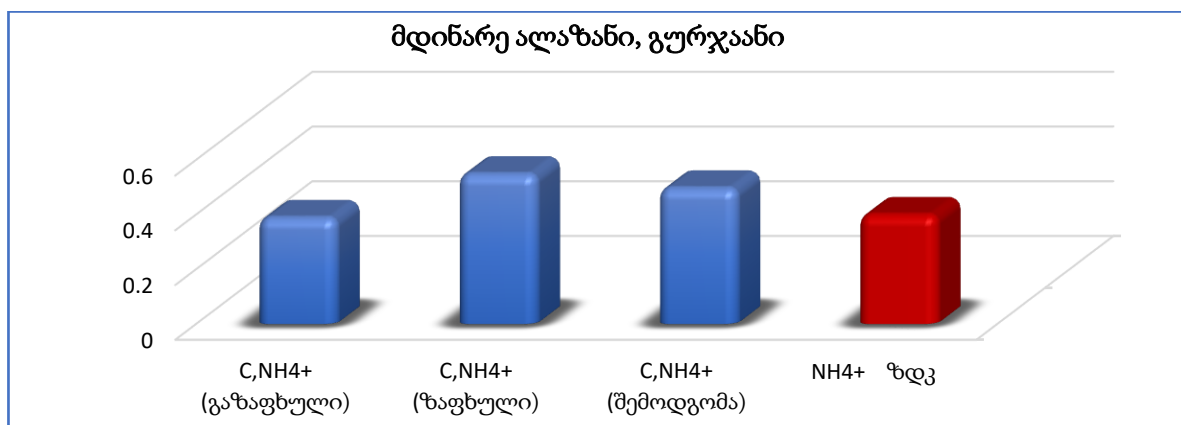
ცხრილი 3-ის მონაცემები აჩვენებს, რომ მდ. ალაზნის ახმეტის მონაკვეთში ნიტრიტების, ნიტრატებისა და ფოსფატების საშუალო კონცენტრაციები ზდკ-ზე მნიშვნელოვნად დაბალია და გადაჭარბების შემთხვევები არ ფიქსირდება. მიუხედავად ამისა, ნიტრიტებისა და ნიტრატების შედარებით ფართო მინ-მაქს დიაპაზონი მიუთითებს კონცენტრაციების სეზონურ ცვალებადობაზე.

ცხრილი 3. მდ. ალაზნის (ახმეტა) ბიოგენური ნივთიერებების ინტეგრირებული შეფასება 2023–2024 წლებში

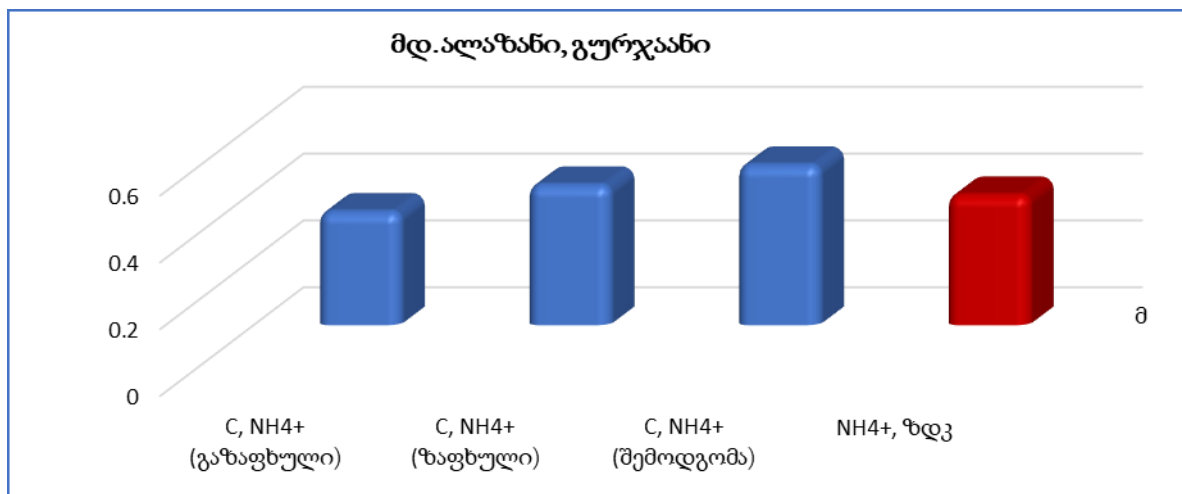
პარამეტრი	ზდკ (მგ/ლ)	საშუალო $\pm$ SD	მინ-მაქს	გადაჭარბება (%)	p
ნიტრიტები	3.3	0.207 ± 0.179	0.038–0.481	0.0	<0.001
ნიტრატები	45.0	0.739 ± 0.454	0.235–1.553	0.0	0.073
ფოსფატები	3.5	0.167 ± 0.082	0.025–0.233	0.0	0.061
ამონიუმი	0.39	0.430 ± 0.058	0.342–0.497	66.7	0.063

ეკოლოგიური თვალსაზრისით განსაკუთრებით საყურადღებოა ამონიუმი, რომლის საშუალო კონცენტრაცია 0.430 ± 0.058 მგ/ლ-ს შეადგენს და ზდკ-ს (0.39 მგ/ლ) აღემატება. გადაჭარბება დაფიქსირდა შემთხვევათა 66.7%-ში, რის გამოც ამონიუმი საკვლევ მონაკვეთში ბიოგენური დაბინძურების ძირითად ინდიკატორად შეიძლება შეფასდეს. სტატისტიკურად სარწმუნო წლიური განსხვავება გამოვლინდა მხოლოდ ნიტრიტების შემთხვევაში ($p < 0.001$).

მდინარე ალაზნის (გურჯაანი) წყალში ბიოგენური ელემენტების ანალიზი



გრაფიკი 5. მდინარე ალაზნის წყალში ამონიუმის იონის კონცენტრაციის (მგ/ლ) დინამიკა (გურჯაანი, 2023 წ.)



გრაფიკი 6. მდინარე ალაზნის წყალში ამონიუმის იონის კონცენტრაციის (მგ/ლ) დინამიკა (გურჯაანი, 2024 წ.)

გურჯაანის მონაკვეთი ალაზნის აუზის ქვედა დინებისკენ მეტად დატვირთულ უბანს წარმოადგენს, სადაც მდინარეზე ზემოქმედებას ახდენს როგორც აგროლანდშაფტური გამოყენება, ისე დასახლებული პუნქტების სიახლოვე და მათთან დაკავშირებული ჩამონადენი. აღნიშნული პირობები ასახულია ბიოგენური ელემენტების სივრცით პროფილშიც.

ცხრილი 4. მდ. ალაზანში (გურჯაანი) ბიოგენური ელემენტების საშუალო წლიური მაჩვენებლები (2023–2024 წწ.)

პარამეტრი	ზღვ (მგ/ლ)	2023 (საშ. ± SD)	2024 (საშ. ± SD)	p
ნიტრიტები	3.3	0.213 ± 0.292	0.046 ± 0.014	0.038
ნიტრატები	45.0	0.972 ± 0.785	0.929 ± 0.381	0.041
ფოსფატები	3.5	0.160 ± 0.117	0.174 ± 0.054	0.049
ამონიუმი	0.39	0.478 ± 0.082	0.476 ± 0.124	0.217

ჩატარებული კვლევის შედეგების საფუძველზე დადგინდა, რომ მდინარე ალაზნის გურჯაანის მონაკვეთში შესწავლილი ბიოგენური ელემენტები (ნიტრიტები, ნიტრატები, ფოსფატები და ამონიუმი) ხასიათდება განსხვავებული სივრცით-დროითი დინამიკით. საერთო ჯამში, 2023–2024 წლების შედარებითმა ანალიზმა

აჩვენა, რომ აღნიშნული პარამეტრების უმრავლესობაში გამოვლენილი განსხვავებები სტატისტიკურად მნიშვნელოვანი არ აღმოჩნდა ($p > 0.05$), რაც მიუთითებს მათ შედარებით სტაბილურ წლიურ დინამიკაზე და ეკოსისტემის შედარებით მდგრადობაზე გარემო ფაქტორების მიმართ.

მიუხედავად ამისა, დაფიქსირდა ცალკეული პარამეტრების სეზონური მერყეობა, რაც სავარაუდოდ დაკავშირებულია ჰიდროლოგიური რეჟიმის თავისებურებებთან და წყალშემკრებზე მოქმედ ანთროპოგენურ დატვირთვასთან. აღნიშნული ცვლილებები არ იყო საკმარისად გამოხატული, რათა სტატისტიკურად მნიშვნელოვანი განსხვავების სახე მიეღო.

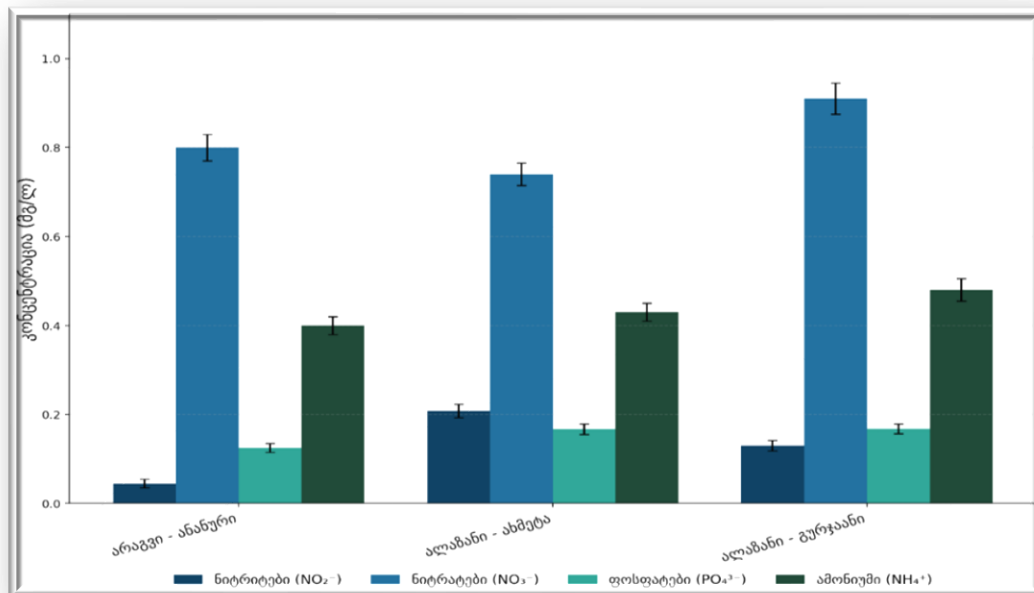
კვლევის შედეგებით დადგინდა, რომ ნიტრიტების, ნიტრატებისა და ფოსფატების კონცენტრაციები მთელი საკვლევი პერიოდის განმავლობაში ეკოლოგიურად მისაღებ ფარგლებში რჩებოდა. ამასთან, ამონიუმის იონის შედარებით მაღალი შემცველობა და მისი სეზონური მატება მიუთითებს ორგანული წარმოშობის დაბინძურების წყაროების შესაძლო გავლენაზე. ცნობილია, რომ ამონიუმი ერთ-ერთი ყველაზე მგრძნობიარე მაჩვენებელია წყლის ეკოსისტემებისათვის, ხოლო მისი ჭარბი აკუმულაცია ხელს უწყობს წყლის ხარისხის გაუარესებას, თვითგაწმენდის პროცესების შეფერხებასა და ევტროფიკაციის განვითარების რისკის ზრდას.

აღნიშნული გარემოებები ადასტურებს მდინარე ალაზნის წყლის ხარისხის სისტემატური მონიტორინგის, ბიოგენური დატვირთვის კონტროლისა და პრევენციული გარემოსდაცვითი ღონისძიებების გაგრძელების აუცილებლობას, რაც მნიშვნელოვანია მდინარის ეკოლოგიური სტაბილურობისა და ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებისათვის (Buachidze et al., 2022; EUWI+, 2021).

საკვლევი არეალების შედარებითი დახასიათება ბიოგენების შემცველობის მიხედვით

საკვლევი არეალების შედარებით ვლინდება, რომ ოთხივე მაჩვენებლიდან სანიტარულად და ეკოლოგიურად ყველაზე მნიშვნელოვანი კომპონენტი ამონიუმია. მისი საშუალო კონცენტრაცია ყველაზე დაბალია მდინარე არაგვის ანანურის

მონაკვეთზე (0.398 ± 0.043 მგ/ლ), იზრდება ალაზნის ახმეტის მონაკვეთზე (0.430 ± 0.058 მგ/ლ) და მაქსიმუმს აღწევს ალაზნის გურჯაანის მონაკვეთზე (0.477 ± 0.094 მგ/ლ).



გრაფიკი 7 . ბიოგენური დამბინძურებლების შედარება საკვლევ მდინარეებში

შენიშვნა: ბიოგენური ელემენტების ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციები (ზდკ) შეადგენს: ნიტრიტები (NO_2^-) — 3.3 მგ/ლ, ნიტრატები (NO_3^-) — 45.0 მგ/ლ, ფოსფატები (PO_4^{3-}) — 3.5 მგ/ლ, ხოლო ამონიუმი (NH_4^+) — 0.39 მგ/ლ. საკვლევ ლოკაციებზე ყველა ბიოგენური ელემენტის საშუალო კონცენტრაცია, გარდა ამონიუმისა, ზდკ-ს მნიშვნელოვნად ჩამოუვარდებოდა.

სამივე მონაკვეთზე ამონიუმის სეზონური მაქსიმუმები ფიქსირდება ზაფხულსა და განსაკუთრებით შემოდგომაზე, რაც მიუთითებს, რომ ეკოლოგიური რისკი ფორმირდება არა მხოლოდ წერტილოვანი დაბინძურების, არამედ ჰიდროლოგიური რეჟიმის, ნუტრიენტული მობილიზაციისა და ორგანული ნივთიერებების მინერალიზაციის ერთობლივი მოქმედებით. ნიტრატები, ნიტრიტები და ფოსფატები ყველა ლოკაციაზე მნიშვნელოვნად ჩამოუვარდება ზდკ-ს, თუმცა მათი სივრცითი და სეზონური მერყეობა ასახავს აუზური პროცესების განსხვავებულ ინტენსივობას.

შედარებითი ანალიზის საფუძველზე შეიძლება ითქვას, რომ ბიოგენური დაბინძურების თვალსაზრისით ეკოლოგიურად ყველაზე დატვირთული მონაკვეთი არის ალაზანი - გურჯაანი, შემდეგ ალაზანი - ახმეტა, ხოლო შედარებით უფრო სტაბილური მდგომარეობით ხასიათდება არაგვის ანანურის მონაკვეთი.

მიუხედავად ამისა, ანანურის უბანზეც ამონიუმის გადაჭარბების მაღალი სიხშირე (83.3%) მიუთითებს, რომ ეს მონაკვეთიც საჭიროებს მუდმივ ჰიდროქიმიურ კონტროლს. კვლევის შედეგები ადასტურებს, რომ არაგვისა და ალაზნის საკვლევ მონაკვეთებზე წყლის ხარისხის ყველაზე სენსიტიური ინდიკატორი ამონიუმის იონია. ნიტრიტების, ნიტრატებისა და ფოსფატების კონცენტრაციები სამივე ლოკაციაზე მნიშვნელოვნად ჩამოუვარდება ზღვრულად დასაშვებ მნიშვნელობებს, მაშინ როდესაც ამონიუმი რიგ შემთხვევებში აჭარბებს ზღვ-ს. ამონიუმის საშუალო დონე ყველაზე მაღალია ალაზნის გურჯაანის მონაკვეთზე, შედარებით დაბალია ახმეტაში და ყველაზე ნაკლებია არაგვის ანანურის მონაკვეთზე. ამონიუმის სეზონური მაქსიმუმები უმეტესად ზაფხულსა და შემოდგომაზე ფიქსირდება, რაც მიუთითებს ანთროპოგენური დატვირთვის, წყლის ხარჯის შემცირებისა და ნუტრიენტული ტრანსფორმაციის ერთობლივ გავლენაზე. აქედან გამომდინარე, საკვლევ მდინარეებზე ეკოლოგიური რისკის ძირითადი მაჩვენებელი სწორედ ამონიუმია და მისი მონიტორინგი განსაკუთრებულ ყურადღებას მოითხოვს. ამრიგად, ბიოგენური ელემენტებიდან ნიტრატების, ნიტრიტებისა და ფოსფატების რაოდენობა 2023–2024 წლებში, სეზონების მიხედვით, მერყეობდა ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციის ფარგლებში. რაც შეეხება ამონიუმის იონს, მისი კონცენტრაცია ძირითადად ზაფხულსა და შემოდგომაზე აჭარბებდა ზღვ-ს. ამონიუმის მატება დროში ემთხვევა სასოფლო-სამეურნეო სავარგულებზე ამონიუმისა და ამიაკის შემცველი სასუქების შეტანის ვადებს. ტოქსიკურობის მიხედვით, აღნიშნული ნაერთები ყველაზე საშიშია თევზებისა და სხვა ჰიდრობიონტებისათვის. მდინარეში მათი ჭარბი რაოდენობით მოხვედრა წყლის ეკოსისტემაზე სერიოზულ უარყოფით გავლენას ახდენს, რის შედეგადაც შეიძლება მოხდეს წყალმცენარეების მასობრივი განვითარება და ორგანული ნივთიერებების დაგროვება, ასევე თვითგაწმენდის პროცესების დარღვევა, რაც, საბოლოო ჯამში, მდინარის ეკტოფიკაციის მიზეზიც კი შეიძლება გახდეს. აღნიშნული მონაცემები ხაზს უსვამს წყლის რესურსების ეფექტური მართვისა და სისტემატიური ეკოლოგიური მონიტორინგის აუცილებლობას, რაც მნიშვნელოვნად შეუწყობს ხელს

ანთროპოგენული ზემოქმედების შემცირებას და მდინარის ეკოსისტემის სტაბილურობისა და ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შენარჩუნებას.

თავი 4

4.1 მდინარე ალაზნისა და არაგვის წყლების მიკრობიოლოგიური კვლევა ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასების მიზნით

მდინარე ალაზნის და არაგვის მიკრობიოლოგიური კვლევა წარმოადგენს ერთ-ერთ მნიშვნელოვან კომპონენტს წყალსატევების სანიტარულ-ჰიგიენური მდგომარეობის მონიტორინგისა და ბიომრავალფეროვნების დაცვის პროცესში. წყლის მიკრობიოლოგიური ანალიზი უზრუნველყოფს დეტალურ ინფორმაციას არამხოლოდ მდინარის ეკოლოგიური და სანიტარული ხარისხის, არამედ ანთროპოგენური დაბინძურების წყაროებისა და გავრცელების მასშტაბების შეფასებისათვის (Havel et al., 2015; WHO, 2017). მდინარე ალაზნის ორ წერტილში ჩატარებული მონიტორინგი წარმოადგენს საფუძველს მდინარე ალაზნის გამოყენებისა და ეკოსისტემური ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებისათვის, განსაკუთრებით იმ ადგილებში, სადაც მდინარის წყალი გამოიყენება სასოფლო-სამეურნეო, საყოფაცხოვრებო და რეკრეაციული მიზნებისთვის.

მდინარე ალაზნის 2023-2024 წლების მიკრობიოლოგიური კვლევის შედეგები ახმეტის ტერიტორიაზე წარმოდგენილია ცხრილებში №5 და №6, ხოლო გურჯაანის ტერიტორიაზე ცხრილში №7 და №8, რაც კარგად აჩვენებს წყლის მიკრობიოლოგიური პარამეტრების წლიური დინამიკას.

ცხრილი 5. მდინარე ალაზნის მიკრობიოლოგიური კვლევის შედეგები ახმეტის ტერიტორიაზე

მდინარე ალაზანი (ახმეტა)					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეუ- ლი	მიღებული შედეგი 2023 წელი	გამოყე- ნებული ც	შეზღუდ- ვით

			გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა	
1	<i>Escherichia coli</i>	1 დგ	3100	3950	4850	ISO 9308-2:2012/2013
2	ტოტალური კოლიფორმები		3150	4080	4300	
3	ფეკალური სტრეპტოკოკები		240	310	400	ISO standard 7899-1:2011
4	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები 22°C		280	300	355	ISO standard 6222:2008
5	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები 37°C		230	250	280	ISO standard 6222:2008
6	<i>Salmonella</i>		არ აღმოჩნდა			ISO 19250

ცხრილი 6. მდინარე ალაზნის მიკრობიოლოგიური კვლევის შედეგები ახმეტის ტერიტორიაზე

მდინარე ალაზანი						
ახმეტა						
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი 2024 წელი			გამოყენებული მეთოდი
			გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა	
1	<i>Escherichia coli</i>	1	3550	4000	4900	ISO standard

			3330	4452	5000	9308- 2:2012/2013
2	ტოტალური კოლიფორმები					
3	ფეკალური სტრეპტოკოკები		250	330	360	ISO 7899- 1:2011
4	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ- ანაერობული მიკროორგანიზმები 22°C		285	300	380	ISO standard 6222:2008
5	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ- ანაერობული მიკროორგანიზმები 37°C		230	230	285	ISO standard 6222:2008
6	<i>Salmonella</i>		არ აღმოჩნდა			ISO 19250

ცხრილი 7. მდინარე ალაზნის მიკრობიოლოგიური კვლევის შედეგები გურჯაანის ტერიტორიაზე

მდინარე ალაზანი გურჯაანი						
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი 2023 წელი			გამოყენებული მეთოდი
			გაზაფხულ	ზაფხული	შემოდგომა	
1	<i>Escherichia coli</i>	1 დმ ³	3958	3750	5350	ISO standard 9308- 2:2012/2013
2	ტოტალური კოლიფორმები		4850	5250	7800	
3	ფეკალური სტრეპტოკოკები		390	440	420	ISO standard 7899-1:2011

4	<i>Salmonella</i>		არ აღმოჩნდა	ISO 19250
---	-------------------	--	-------------	-----------

ცხრილი 8. მდინარე ალაზნის მიკრობიოლოგიური კვლევის შედეგები გურჯაანის ტერიტორიაზე

მდინარე ალაზანი გურჯაანი						
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი 2024 წელი			გამოყენებული მეთოდი
			გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა	
1	<i>Escherichia coli</i>	1დგ ³	4650	5460	5850	ISO
2	ტოტალური კოლიფორმები		5100	6258	8800	192509308- 2:2012/2013
3	ფეკალური სტრეპტოკოკები		402	620	644	ISO 192507899- 1:2011
4	<i>Salmonella</i>		არ აღმოჩნდა			ISO 19250

ახმეტის მონაკვეთზე მდინარე ალაზნის 2023 და 2024 წლებში ჩატარებულმა მიკრობიოლოგიურმა მონიტორინგმა გამოავლინა წყლის ხარისხის როგორც სეზონური, ისე წლიური ცვალებადობა, რაც ასახავს მდინარის ეკოსისტემაზე მოქმედი ანთროპოგენული ფაქტორების ზემოქმედებას. *Escherichia coli*-ის კონცენტრაციები 2024 წელს ყველა სეზონზე უფრო მაღალია 2023 წელთან შედარებით, ხოლო ორივე წელს ზრდის ტენდენცია ფიქსირდება გაზაფხულიდან შემოდგომამდე, რაც მიუთითებს ფეკალური დაბინძურების სეზონურ ინტენსიფიკაციაზე. ანალოგიური დინამიკა აღინიშნება ტოტალური კოლიფორმების შემთხვევაშიც, რომელთა მაღალი მაჩვენებლები 2024 წელს შესაძლოა უკავშირდებოდეს საყოფაცხოვრებო ჩამდინარე

წყლებისა და აგრარული ჩამონადენების გავლენას. ფეკალური სტრუქტოკოკები ორივე წელს სეზონურად მატულობს, ხოლო 2024 წელს ინარჩუნებს შედარებით სტაბილურად მაღალ დონეს, რაც მიუთითებს დაბინძურების მუდმივ ხასიათზე. მეზოფილური აერობებისა და ფაკულტატურ-ანაერობების რაოდენობა 22°C და 37°C-ზე 2024 წელს უმეტესად მაღალია, რაც წყალში ორგანული ნივთიერებების მატებაზე მიუთითებს. *Salmonella* არც ერთ სინჯში არ გამოვლენილა, თუმცა ინდიკატორი მიკროორგანიზმების მაღალი კონცენტრაციები ხაზს უსვამს რეგულარული მონიტორინგის აუცილებლობას. (WHO, 2017; Holcomb et al., 2020).

რაც შეეხება მდინარე ალაზნის გურჯაანის მონაკვეთს, მიკრობიოლოგიურმა კვლევამ გამოავლინა წყლის ხარისხის სეზონური და წლიური გაუარესების ტენდენცია, რაც ფეკალური და ორგანული დაბინძურების ზრდაზე მიუთითებს. 2023 წელს *Escherichia coli*-ისა და ტოტალური კოლიფორმების კონცენტრაციები გაზაფხულიდან შემოდგომამდე მატულობს, მაქსიმალური მნიშვნელობებით შემოდგომაზე, რაც ანთროპოგენული ზემოქმედების გაძლიერებას ასახავს. ფეკალური სტრუქტოკოკები სტაბილურად მაღალია, რაც დაბინძურების სისტემურ ხასიათზე მიუთითებს. 2024 წელს ყველა ინდიკატორის მაჩვენებლები კიდევ უფრო იზრდება, განსაკუთრებით ზაფხულსა და შემოდგომაზე. *Salmonella* არც ერთ სინჯში არ გამოვლენილა, რაც ეპიდემიოლოგიურად დადებითი ფაქტორია.

ამრიგად, აღნიშნული ტენდენცია, ასახავს ანთროპოგენური ზემოქმედების ზრდას, რაც ჩვენი აზრით, დაკავშირებულია ურბანული და აგრარული წარმოშობის დაბინძურების წყაროების, მათ შორის, საყოფაცხოვრებო ჩამდინარე წყლების, სოფლის მეურნეობის ნარჩენებისა და ადამიანის საქმიანობით გამოწვეული სხვა ტიპის დაბინძურების წყაროების უკონტროლო ჩაშვებასთან მდინარე ალაზნში. კვლევის შედეგებიდან ჩანს, რომ მდინარე ალაზნის წყალში, ახმეტის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე, მიკრობიოლოგიური დაჭუჭყიანების დონე იზრდება დინების მიმართულებით და მაქსიმუმს აღწევს გურჯაანის ტერიტორიაზე, გაზაფხულსა და შემოდგომის სეზონზე. რაც ასახავს ანთროპოგენური დატვირთვის ზრდას და ფეკალური დაბინძურების არსებობას.

მიღებული შედეგები მიუთითებს მდინარე ალაზნის სისტემატური და მიზნობრივი მონიტორინგის აუცილებლობაზე, განსაკუთრებით მიკრობიოლოგიური და სანიტარულ-ჰიგიენური მაჩვენებლების გათვალისწინებით, რაც მნიშვნელოვანია როგორც მდინარის წყლის სისუფთავის, ისე ადამიანის, წყლის ორგანიზმების (ჰიდრობიონტების) და ეკოსისტემების ბიოლოგიური უსაფრთხოების უზრუნველსაყოფად, ასევე ეკოსისტემური სტაბილურობის შესანარჩუნებლად.

მდინარე არაგვის მიკრობიოლოგიური კვლევის შედეგები ნაჩვენებია ცხრილი 9-ში

ცხრილი 9. მდინარე არაგვის მიკრობიოლოგიური ანალიზის შედეგები

მდინარე არაგვი								
ანანური								
№	საკვლევი პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი					
			2023			2024		
			გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა	გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა
1	<i>Escherichia coli</i>	1 დმ ³	3320	3851	2010	3762	4100	3500
2	ტოტალური კოლიფორმები		3355	4920	3880	5290	6300	3880
3	ფეკალური სტრეპტოკოკები		699	960	722	516	580	611
4	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ - ანაერობული მიკროორგანიზმები 22°C	1 მლ - ში	320	568	583	300	582	280

5	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ - ანაერობული მიკროორგანიზმები 370C	1 მლ-ში	250	502	478	254	478	240
6	<i>Salmonella</i>		არ აღმოჩნდა					

მდინარე არაგვის ანანურის მონაკვეთზე 2023–2024 წლებში ჩატარებულმა მიკრობიოლოგიურმა კვლევამ აჩვენა წყლის ხარისხის სეზონური ცვალებადობა და მიკრობული დატვირთვის ზრდა განსაკუთრებით ზაფხულის პერიოდში. კერძოდ, 2023 წლის ზაფხულში, გაზაფხულსა და შემოდგომასთან შედარებით, დაფიქსირდა დაბინძურების მატება: *Escherichia coli*-ის შემცველობამ შეადგინა 3851, ტოტალური კოლიფორმების რაოდენობამ – 4920, ხოლო ფეკალური სტრეპტოკოკების – 960 ერთეული; *Salmonella* არც ერთ სინჯში არ გამოვლენილა. 2024 წლის ზაფხულში მიკრობიოლოგიური დატვირთვა კიდევ უფრო გაიზარდა: *E. coli* – 4100, ტოტალური კოლიფორმები – 6300, ფეკალური სტრეპტოკოკები – 980, *Salmonella* კვლავ არ დაფიქსირებულა.

მიღებული მონაცემები ადასტურებს მდინარე არაგვზე ანთროპოგენური ზემოქმედების არსებობას, რაც სავარაუდოდ დაკავშირებულია დასახლებულ პუნქტებთან, მესაქონლეობის ობიექტებთან, კომუნალურ ჩამდინარე წყლებსა და არალეგალურ ნაგავსაყრელებთან. აღნიშნულიდან გამომდინარე, მდინარის სანიტარულ-მიკრობიოლოგიური მონიტორინგის უწყვეტი განხორციელება აუცილებელია მისი ეკოლოგიური უსაფრთხოებისა და მრავალფუნქციური გამოყენების უზრუნველსაყოფად.

ამრიგად, მიღებული შედეგების შედარებითი ანალიზი ადასტურებს, რომ ორივე მდინარეში მიკრობიოლოგიური დაბინძურების დონე სეზონურად იცვლება და ზაფხულ-შემოდგომის პერიოდში მატულობს. ალაზანის, განსაკუთრებით გურჯაანის მონაკვეთზე, მიკრობიოლოგიური დაბინძურება უფრო მაღალია, ვიდრე არაგვში, რაც მიუთითებს ფეკალური და ორგანული წარმოშობის ანთროპოგენური ზეწოლის ინტენსივობაზე. ჩატარებული კვლევა ცხადყოფს, რომ მიკრობიოლოგიური მაჩვენებლები წარმოადგენს მდინარეთა ეკოლოგიური

მდგომარეობის შეფასების მაღალინფორმაციულ ინდიკატორს და მათი გამოყენება აუცილებელია როგორც სანიტარიული უსაფრთხოების, ასევე ეკოსისტემური სტაბილურობისა და ჰიდრობიონტებისთვის ხელსაყრელი გარემო პირობების შეფასებისათვის. (Holcomb et al., 2020; Devane et al., 2020; WHO, 2017).

კვლევის შედეგები ადასტურებს მდინარეთა სისტემატური და მიზნობრივი მიკრობიოლოგიური მონიტორინგის აუცილებლობას, განსაკუთრებით ისეთ მონაკვეთებში, სადაც წყალი გამოიყენება სასოფლო-სამეურნეო, საყოფაცხოვრებო, რეკრეაციული და სხვა მრავალფუნქციური მიზნებით. აღნიშნული მიდგომა მნიშვნელოვანია როგორც წყლის ეკოლოგიური ხარისხის კონტროლის, ისე ადამიანის ჯანმრთელობის, ჰიდრობიონტების და მდინარეული ეკოსისტემების ბიოლოგიური უსაფრთხოების უზრუნველსაყოფად.

თავი 5

5.1 საერთო აზოტის გავლენის შეფასება ალაზნის და არაგვის მდინარეების თევზებზე, როგორც წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის ბიოინდიკატორზე

თევზი, როგორც წყლის ტროფიკული ჯაჭვის ერთ-ერთი მთავარი რგოლი, მგრძნობიარეა ბიოგენური ელემენტების ჭარბი რაოდენობის მიმართ. მათი დაგროვება თევზის ქსოვილებში არა მხოლოდ ეკოსისტემური სტრესის მაჩვენებელია, არამედ უშუალო რისკსაც წარმოადგენს ადამიანის ჯანმრთელობისთვის (Otachi et al., 2017) თევზის ორგანიზმში ბიოგენური ელემენტების განსაზღვრა განსაკუთრებით აქტუალურია, რადგან ისინი წარმოადგენს წყლის ეკოსისტემაში არსებული ქიმიური დაბინძურების ბიოინდიკატორებს. შესაბამისად, ბიოგენური ელემენტების შესწავლა თევზის ორგანიზმში უზრუნველყოფს ეკოლოგიური მდგომარეობის უფრო სრულფასოვან შეფასებას და მნიშვნელოვანია წყლის ხარისხის მონიტორინგისთვის (Hedayati, 2019).

თევზებს, როგორც წყლის ეკოსისტემების მნიშვნელოვან წარმომადგენლებს, ახასიათებთ აკუმულაციური ეფექტი, რაც გულისხმობს მათ უნარს, დროთა განმავლობაში ორგანიზმში გარემოდან დააგროვონ სხვადასხვა ქიმიური

ელემენტები და ნაერთები. მათ შორის, აზოტის ფორმები. სწორედ ამიტომ, თევზის ორგანიზმში საერთო აზოტის შემცველობის განსაზღვრა წარმოადგენს ეფექტურ მეთოდს წყალსატევის დაბინძურების დონის შეფასებისთვის. აღნიშნული მაჩვენებელი ასახავს მდინარის ეკოლოგიურ მდგომარეობას დინამიკაში და მიუთითებს გარემოში აზოტოვანი ნაერთების ცირკულაციისა და თევზის ორგანიზმში მათი დაგროვების პროცესის ინტენსივობაზე.

ვინაიდან, თევზი წარმოადგენს მნიშვნელოვან და შეუცვლელ საკვებ რესურსს ადამიანის რაციონში, როგორც ცხოველური ცილების და სხვა აუცილებელი დიეტური ნივთიერებების ძირითადი წყაროს, თევზის ფართო მოხმარება ადამიანთა ჯანმრთელობისთვის მნიშვნელოვანი ფაქტორია. თუმცა, ამის პარალელურად აუცილებელია თევზის პროდუქტების სისტემატური მონიტორინგი და კონტროლი, რათა გამოვრიცხოთ მათში სხვადასხვა ტიპის ტოქსიკური ნივთიერებების არსებობა. განსაკუთრებული ყურადღება უნდა მიექცეს საერთო აზოტის კონცენტრაციას თევზის ორგანიზმში, რომელიც შეიძლება ასახავდეს როგორც გარემოს დაბინძურების დონეს, ისე თევზის ჯანმრთელობის მდგომარეობას.

კვლევის ერთ-ერთ ძირითად მიზანს წარმოადგენს მდინარე არაგვისა და ალაზნის თევზების ორგანიზმში საერთო აზოტის დაგროვების დონის განსაზღვრა. აზოტოვანი ნაერთების სიჭარბე უარყოფითად აისახება თევზებზე და ჰიდრობიონტებზე. აღნიშნული ანალიზი მნიშვნელოვან საფუძველს ქმნის იმის დასადგენად, რამდენად შესაძლებელია აზოტოვანი ნაერთების შეღწევა, აბსორბცია და შემდგომი აკუმულაცია თევზის ორგანიზმში. მიღებული კვლევის შედეგების შეფასება განსაკუთრებულ მნიშვნელობას იძენს, ვინაიდან, აზოტოვანი ნაერთების აკუმულაცია და მეტაბოლიზმი თევზის ორგანიზმში შესაძლოა ასახავდეს წყლის ეკოსისტემაში მიმდინარე ანთროპოგენული ზემოქმედებებისა და ეკოლოგიური სტრესის დონეს. საერთო აზოტის რაოდენობის მონიტორინგი წარმოადგენს მნიშვნელოვან ნაწილს ეკოლოგიურ კვლევებში, რაც დაგეხმარება ბუნებრივი რესურსების მდგრადი გამოყენებისა და დაბინძურების კონტროლში.

აღსანიშნავია, რომ ბოლო ათწლეულის განმავლობაში მსგავსი კვლევები არ განხორციელებულა, რაც აღნიშნული კვლევას განსაკუთრებულ მნიშვნელობას მატებს.

კვლევის ფარგლებში შერჩეულ იქნა მდინარე ალაზნიდან თევზის ადგილობრივი სახეობა - მურწა და მდინარე არაგვიდან - ქაშაპი.

მურწა (*Luciobarbus mursa*) წარმოადგენს მტკნარი წყლის თევზს, კობრისებრთა ოჯახიდან (*Cyprinidae*). სხეულის სიგრძე ≈ 40 სმ, წონა ≈ 0.5 კგ. წაგრძელებული, თითისტარისებური სხეული დაფარულია წვრილი ქერცლებით, ძლიერ განვითარებულ ტუჩებთან ორი წყვილი ულვაშია. სქესობრივად მომწიფდება 2–3 წლის ასაკში, გამრავლების პერიოდი: მაისი–ივნისი.

გავრცელებულია სამხრეთ კავკასიაში (საქართველო, სომხეთი, აზერბაიჯანი) და თურქეთ-ირანში. საქართველოში აღმოსავლეთ რეგიონში, მტკვრის აუზის მდინარეებსა და შენაკადებში: ხრამი, არაგვი, ქსანი, ლიახვი, იორი, ალაზანი, ილტო, სტორი, ლოპოტა, ჩელთი, დურუჯი, ბურსა, კაბალი. ბინადრობს ჯანდარის ტბაშიც. ძირითადად ქვიშა-ხრეშოვან და ქვა-ქვიშიან ფსკერებზე, მდინარის ზედა და შუა ნაწილში, სადაც დინება ზომიერია, ჟანგბადი მაღალია და ჰიდროლოგიური პირობები სტაბილურია.

ქაშაპი - კობრისებრთა (*Cyprinidae*) ოჯახის წარმომადგენელი მტკნარი წყლის თევზია, რომელიც ფართოდ არის გავრცელებული ევროპისა და აზიის სხვადასხვა მდინარეებსა და ტბებში, მათ შორის — საქართველოს წყალსატევებში. ქაშაპი საშუალოდ აღწევს 80 სმ სიგრძეს და 8 კგ მასას. ახასიათებს სქელი თავი და განიერი შუბლი. იგი ძირითადად ბინადრობს მდინარეებში, იშვიათად — ტბებში. იკვებება წყლის უხერხემლოებით, მწერებით, მცირე ზომის თევზებითა და ამფიბიებით. საქართველოში გავრცელებულია მისი ქვესახეობა — *L. c. orientalis*. ქაშაპი ბუნებაში მცირე რაოდენობით გვხვდება და არ წარმოადგენს მნიშვნელოვანი სარეწაო რესურსს, თუმცა სპორტული თევზჭერისთვის საინტერესო ობიექტია.

მდინარე ალაზნის და არაგვის თევზის ნიმუშებში განსაზღვრული საერთო აზოტის შემცველობის კვლევის შედეგები (ორგანული და მინერალური აზოტის ჯამი, გამოხატული %-ობით), იხილეთ ცხრილებში 10, 11, 12 და 13

**ცხრილი 10. მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუშში საერთო აზოტის
შემცველობა, 2023 წელი**

ნიმუშის დასახელება	ნიმუშის აღების დრო	საგამოცდ ო პარამეტრ ი	ერთეუ ლი	მიღებუ ლი შედეგი	მეთოდი	შენიშვნა
მდინარე ალაზნის თევზი	2023 წელი, სექტემბერი	საერთო აზოტი	%	2.78	GOST 7636-85	საანალიზო წონა 350 გრ.

**ცხრილი 11. მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუშში საერთო აზოტის შემცველობა, 2024
წელი**

ნიმუშის დასახელება	ნიმუშის აღების დრო	საგამოცდ ო პარამეტრ ი	ერთეუ ლი	მიღებუ ლი შედეგი	მეთოდი	შენიშვნა
მდინარე ალაზნის თევზი	2024 წელი, სექტემბერი	საერთო აზოტი	%	3.26	GOST 7636-85	საანალიზო წონა 350 გრ.

**ცხრილი 12. მდინარე არაგვის თევზის ნიმუშში საერთო აზოტის შემცველობა, 2023
წელი**

ნიმუშის დასახელება	ნიმუშის აღების დრო	საგამოცდ ო პარამეტრ ი	ერთეუ ლი	მიღებუ ლი შედეგი	მეთოდი	შენიშვნა
-----------------------	--------------------------	--------------------------------	-------------	------------------------	--------	----------

მდინარე არაგვის თევზი	2023 წელი, სექტემბერი	საერთო აზოტი	%	2.58	GOST 7636-85	საანალიზო წონა 350 გრ.
-----------------------------	--------------------------	-----------------	---	------	-----------------	---------------------------

ცხრილი 13. მდინარე არაგვის თევზის ნიმუშში საერთო აზოტის შემცველობა, 2024 წელი

ნიმუშის დასახელება	ნიმუშის აღების დრო	საგამოცდ ო პარამეტრ ი	ერთეული	მიღებუ ლი შედეგი	მეთოდი	შენიშვნა
მდინარე არაგვის თევზი	2024 წელი, სექტემბერ ი	საერთო აზოტი	%	2.62	გოსტ 7636- 85	საანალიზო წონა 350 გრ.

საერთო აზოტის შემცველობის განსაზღვრა განხორციელდა მდინარე ალაზნისა და არაგვის თევზის ნიმუშებში 2023–2024 წლებში, სექტემბრის თვეში აღებულ ნიმუშებზე. ანალიზი ჩატარდა გოსტ 7636-85 მეთოდის მიხედვით. თითოეული ნიმუშის საანალიზო მასა შეადგენდა 350 გრამს. მიღებული შედეგები გამოხატულია პროცენტულად და ასახავს ორგანიზმში ორგანული და მინერალური აზოტოვანი ნაერთების ჯამურ შემცველობას.

კვლევის შედეგების შედარებითი ანალიზი აჩვენებს, რომ 2024 წელს, 2023 წელთან შედარებით, მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუშებში საერთო აზოტის შემცველობა გაიზარდა 2.78%-დან 3.26%-მდე, რაც დაახლოებით 17.3%-იან მატებას წარმოადგენს. აღნიშნული ცვლილება შესაძლოა მიუთითებდეს მდინარეში ორგანული და ბიოგენური დატვირთვის ზრდაზე ან საკვები ბაზის ტროფიკული პირობების ცვლილებაზე. მიუხედავად ამისა, მიღებული მაჩვენებლები კრიტიკულ ან ტოქსიკურ დონეს არ აღწევს და შეიძლება შეფასდეს, როგორც ზომიერი ეკოლოგიური ცვლილების ინდიკატორი.

მდინარე არაგვის თევზის ნიმუშებში საერთო აზოტის შემცველობა 2023–2024 წლებში შედარებით სტაბილური იყო და მერყეობდა 2.58–2.62%-ის ფარგლებში. ასეთი მცირე განსხვავება მიუთითებს, რომ მდინარე არაგვის ეკოსისტემაში აზოტოვანი ნაერთების ფონური დონე შედარებით სტაბილურად შენარჩუნებულია და ანთროპოგენური ზეწოლის ინტენსივობა ნაკლებად არის გამოხატული.

მნიშვნელოვანია აღინიშნოს, რომ კვლევის ფარგლებში გამოყენებული იყო სხვადასხვა მდინარის თევზის ნიმუშები და შედეგები შეფასებულია როგორც ეკოლოგიური ინდიკატორული მონაცემები. ნიმუშების სტანდარტიზაციის მიზნით გამოყენებული იყო თანაბარი საანალიზო მასა (350 გრ.), რაც უზრუნველყოფს მონაცემთა შედარებით სანდოობას. საანალიზო მასალა წარმოდგენილი იყო ჰომოგენიზებული ქსოვილოვანი ფრაგმენტის სახით, რაც ბიოქიმიური ანალიზის პრაქტიკაში ფართოდ გამოიყენება.

საერთო აზოტის განსაზღვრა მნიშვნელოვანი ეკოლოგიური მაჩვენებელია, რადგან აზოტოვანი ნაერთები წყლის ეკოსისტემების ერთ-ერთ ძირითად ბიოგენურ კომპონენტს წარმოადგენს და მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს როგორც წყლის ხარისხზე, ისე იქთიოფაუნის ფიზიოლოგიურ მდგომარეობაზე. თევზი, როგორც ბიოაკუმულატორი ორგანიზმი, გარემოდან აგროვებს აზოტოვან ნაერთებს, რის გამოც მისი ბიოქიმიური შემადგენლობა შეიძლება გამოყენებულ იქნეს წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობისა და ანთროპოგენური ზეწოლის შეფასებისათვის.

ამრიგად, მიღებული შედეგები მიუთითებს, რომ 2023–2024 წლებში მდინარე არაგვი შედარებით სტაბილური ეკოლოგიური მდგომარეობით ხასიათდებოდა, ხოლო მდინარე ალაზანში გამოიკვეთა საერთო აზოტის შემცველობის ზრდის ტენდენცია, რაც საჭიროებს შემდგომ ეკოლოგიურ მონიტორინგსა და ბიოგენური დატვირთვის კონტროლს.

5.2 თევზი როგორც ბიოინდიკატორი წყლის მიკრობული დაბინძურების შეფასებისთვის

წყლის ეკოსისტემაში არსებული მიკროორგანიზმების ბიოლოგიური მახასიათებლების, გავრცელებისა და მათ მიერ გამოწვეული დაბინძურების

ეკოლოგიური გავლენის კვლევა, ასევე მათი ზემოქმედების შეფასება ჰიდრობიონტებსა და თევზებზე წარმოადგენს მნიშვნელოვან საფუძველს წყლის ეკოსისტემის მდგრადობისა და ეკოლოგიური სტაბილურობის უზრუნველყოფისთვის (Köchling et al., 2024).. მიუხედავად იმისა, რომ ზოგიერთი მიკროორგანიზმი ბუნებრივად გვხვდება წყალში და მნიშვნელოვან როლს ასრულებს ბიოგეოქიმიურ ციკლში, გარკვეულ გარემო პირობებში ისინი გამოიმუშავენ ტოქსინებს, რაც საფრთხეს უქმნის როგორც წყლის ეკოსისტემის სტაბილურობას, ისე ჰიდრობიონტების, თევზების და ადამიანის ჯანმრთელობას (Melaram et al., 2025). არსებობს ისეთი მიკრობები, რომლებიც ადამიანის ორგანიზმისთვის პათოგენურია და შესაძლოა წყლით გავრცელებული დაავადებების გამომწვევი გახდეს.

წყლის ეკოსისტემების და მათი ბიომრავალფეროვნების დაცვა მჭიდროდ უკავშირდება მიკრობიოლოგიური მდგომარეობის მუდმივ მონიტორინგს და წარმოადგენს ეკოსისტემური მდგრადობის ძირითად და განუყოფელ კომპონენტს. წყლის რეგულარული ლაბორატორიული კვლევები, მისი სათანადო დამუშავება და ჰიგიენური სტანდარტების ეფექტიანი დაცვა წარმოადგენს მნიშვნელოვან წინაპირობას ღია წყალსატევებში არსებული ბიომრავალფეროვნების, მათ შორის თევზების, როგორც ეკოსისტემის ბიომარკერების, სტაბილურობის და დაცვის საშუალებას. ასევე მნიშვნელოვან როლს თამაშობს წყლით გადამდები ინფექციური დაავადებების პრევენციის საქმეში, რაც პირდაპირ აისახება მოსახლეობის ჯანმრთელობაზე (Scott et al., 2019; UNEP, 2025).

კვლევის ობიექტად აღებულ მდინარე ალაზნისა და არაგვის თევზებში განისაზღვრა მეზოფილური აერობებული და ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმების, კოლიფორმების და *Staphylococcus aureus*-ის არსებობა. თევზის, როგორც ბიომარკერის გამოყენებით, შესაძლებელი გახდა წყლის მიკრობული დაბინძურების დონისა და ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასება.

მდინარე ალაზნისა და არაგვის თევზებზე 2023–2024 წლებში ჩატარებული მიკრობიოლოგიური კვლევის შედეგები წარმოდგენილია ცხრილებში 14, 15, 16 და 17.

ცხრილი 14. მდინარე ალაზანში მოპოვებული თევზის მიკრობიოლოგიური
ანალიზის (2023)

მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუში ახმეტა					
№	გამოსაკვლევი მაჩვენებელი	ერთეული	მიღებული შედეგი 2023 წელი (შემოდგომა)	გამოყენებულ ი მეთოდი	ნორმა
1	მეზოფილური აერობული ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმები	კწე/გ	$3,8 \cdot 10^3$	ISO 4833- 1:2013/2015	$5 \cdot 10^4$
2	S. aureus	კწე	არ აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	GOST 31746-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში
3	კოლიფორმები	კწე	აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	GOST 31747-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში

ცხრილი 15. მდინარე ალაზანში მოპოვებული თევზის მიკრობიოლოგიური
ანალიზის შედეგები (2024)

მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუში ახმეტა					
---	--	--	--	--	--

№	გამოსაკვლევი მაჩვენებელი	ერთეული	მიღებული შედეგი 2024 წელი (შემოდგომა)	გამოყენებულ მეთოდი	ნორმა
1	მეზოფილური აერობული ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმები	კწე/გ	$4,1 \cdot 10^3$	ISO 4833- 1:2013/2015	$5 \cdot 10^4$
2	S. aureus	კწე	არ აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31746-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში
3	კოლიფორმები	კწე	აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31747-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში

ცხრილი №16. მდინარე არაგვი მოპოვებული თევზის მიკრობიოლოგიური
ანალიზის შედეგები (2023)

მდინარე არაგვი თევზის ნიმუში					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი 2023 წელი (შემოდგომა)	გამოყენებული მეთოდი	ნორმა

1	მეზოფილური აერობული ფაკულტატურ- ანაერობული მიკროორგანიზმები	კწე/ გ	1,7.10 ³	ISO 4833- 1:2013/2015	5.10 ⁴
2	<i>S. aureus</i>	კწე	არ აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31746-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში
3	კოლიფორმები	კწე	არ აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31747-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში

ცხრილი 16. მდინარე არაგვში მოპოვებული თევზის მიკრობიოლოგიური
ანალიზის შედეგები (2024)

მდინარე არაგვის თევზის ნიმუში					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი 2024 წელი (შემოდგომ ა)	გამოყენებუ ლი მეთოდი	ნორმა
1	მეზოფილური აერობული ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები	კწე/ გ	1,7.10 ³	ISO 4833- 1:2013/2015	5.10 ⁴
2	<i>S. aureus</i>	კწე	არ აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31746-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში
3	კოლიფორმები	კწე	აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31747-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში

ჩვენს მიერ 2023–2024 წლებში ჩატარებული კვლევის ფარგლებში განისაზღვრა ალაზნისა და არაგვის თევზის ორგანიზმში მეზოფილური აერობული და ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმების რაოდენობა, რაც წარმოადგენს მიკრობიოლოგიური დაბინძურების და ჰიგიენური მდგომარეობის ინდიკატორს. მიღებული მაჩვენებლები მერყეობდა $1,7 \times 10^3$ -დან $4,1 \times 10^3$ კწე/გ ფარგლებში. რაც მნიშვნელოვნად დაბალია დადგენილ სანიტარულ ნორმატიულ ზღვართან (5.10^5 კწე/გ) მიმართებით. აღნიშნული მიუთითებს წყლისა და თევზის ეკოლოგიური სისუფთავის შენარჩუნებაზე.

რაც შეეხება *Staphylococcus aureus*-ს, თევზის არც ერთ ნიმუშში არ დაფიქსირებულა. რაც მიუთითებს მდინარის წყლის მიკრობული დაბინძურების დაბალ დონეზე და პათოგენების გავრცელების არახელსაყრელ პირობებზე. აღნიშნული მონაცემები მნიშვნელოვან ინფორმაციას იძლევა მდინარის ეკოლოგიური მდგომარეობის და წყლის ხარისხის შეფასებისათვის.

კოლიფორმები, რომლებიც მიეკუთვნებიან ფეკალური დაბინძურების ინდიკატორ მიკროორგანიზმებს და მათი აღმოჩენა თევზის ორგანიზმში შესაძლოა მიუთითებდეს მდინარის ფეკალური მასით დაბინძურებაზე, ქმნის ეკოლოგიურ და სანიტარულ - ჰიგიენურ რისკებს, განსაკუთრებით იმ შემთხვევაში, თუ თევზი განკუთვნილია საკვებად. წყალში არსებული კოლიფორმები ადვილად აღწევენ თევზის ორგანიზმში. ამიტომ, მათი არსებობა თევზებში განიხილება, როგორც წყლის მიკრობული დაბინძურების პირდაპირი ინდიკატორი.

2023 და 2024 წლებში მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუშებსა და მდინარე არაგვის 2024 წლის თევზის ნიმუშებში აღმოჩენილი კოლიფორმები შესაძლოა მიუთითებდეს წყლის ფეკალურ დაბინძურების არსებობაზე. კოლიფორმული ბაქტერიების აღმოჩენა 0.01 გრამ თევზის ნიმუშში წარმოადგენს GOST 31747-2012-ის სტანდარტის დარღვევას, რადგან ამ მოცულობაში მათი არსებობა დაუშვებელია. მდინარე ალაზნის თევზებში კოლიფორმების გამოვლენა (0.01 გ-ში) შესაძლოა ასახავდეს როგორც ბუნებრივ წარმოშობას, ასევე ანთროპოგენურ ზემოქმედებას. თუმცა, 2023 წლის მონაცემებში კოლიფორმების არარსებობა, არაგვის თევზში,

მიუთითებს მდინარის ეკოლოგიური მდგომარეობის შესაძლო გაუმჯობესებაზე. აღნიშნული შედეგები მნიშვნელოვან ინფორმაციას იძლევა მდინარის სანიტარულ-ჰიგიენური მდგომარეობის შესახებ.

ამრიგად, მდინარის ეკოლოგიური მონიტორინგის სისტემის ეფექტური მართვა და სანიტარულ-ჰიგიენური სტანდარტების მკაცრი კონტროლი აუცილებელია როგორც წყლის, ისე თევზის საკვებად გამოყენების უსაფრთხოების უზრუნველსაყოფად.

დასკვნა

2023–2024 წლებში მდინარების - ალაზნისა და არაგვის სეზონური

მონიტორინგის შედეგების საფუძველზე დადგინდა:

1. ბიოგენური ელემენტების - ნიტრატების (NO_3^-), ნიტრიტების (NO_2^-) და ფოსფატების (PO_4^{3-}) კონცენტრაციები, ორივე მდინარეში, მერყეობდა ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციების ფარგლებში, რაც მიუთითებს აღნიშნული მაჩვენებლების მიხედვით, წყლის შედარებით სტაბილურ და დამაკმაყოფილებელ ეკოლოგიურ მდგომარეობაზე.
2. მდინარეების წყალში ამონიუმის იონების (NH_4^+) კონცენტრაცია განსაკუთრებით იზრდება ზაფხულისა და შემოდგომის სეზონებზე, რაც, სავარაუდოდ, დაკავშირებულია აღნიშნულ პერიოდში სასოფლო-სამეურნეო ფართობებზე ამონიუმის შემცველი სასუქების ინტენსიურ გამოყენებასთან. აღნიშნული სეზონური მატება მიუთითებს საკვლევ მონაკვეთებზე ანთროპოგენური დატვირთვის არსებობაზე.
3. მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუშებში საერთო აზოტის (TN) კონცენტრაციის 17.3%-იანი ზრდა 2024 წლის სექტემბერში, 2023 წელთან შედარებით, შესაძლოა განიხილებოდეს ეკოლოგიური მდგომარეობის გაუარესების ადრეულ ინდიკატორად და მიუთითებდეს ანთროპოგენური ზემოქმედების გაძლიერების ტენდენციაზე. აღნიშნული შედეგები ხაზს უსვამს თევზის, როგორც ბიოინდიკატორის, რეგულარული ეკოლოგიური მონიტორინგის

- აუცილებლობას, რაც წარმოადგენს წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასების მნიშვნელოვან კომპონენტს.
4. მდინარე არაგვი გავრცელებული თევზი - ქაშაპის ორგანიზმში საერთო აზოტის კონცენტრაცია (2.58%-2.62%) შეესაბამება ფონურ მაჩვენებლებს, რაც მიუთითებს წყლის ეკოსისტემის შედარებით სტაბილურ და ეკოლოგიურად უსაფრთხო მდგომარეობაზე.
 5. თევზების ორგანიზმში მეზოფილური აერობული და ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმების რაოდენობა, რომელიც წარმოადგენს მიკრობიოლოგიური დაბინძურების ერთ-ერთ ინდიკატორს, მერყეობდა 1.7×10^3 -დან 4.1×10^3 კწე/გ ფარგლებში. აღნიშნული მაჩვენებლები მნიშვნელოვნად დაბალია დადგენილ სანიტარულ ზღვართან (5.0×10^5 კწე/გ) შედარებით, რაც მიუთითებს ზოგადი მიკრობიოლოგიური ფონის სტაბილურობაზე.
 6. *Staphylococcus aureus* არც ერთ ნიმუშში არ დაფიქსირებულა, რაც მიუთითებს მდინარეში პათოგენური მიკროორგანიზმების არარსებობაზე და წყლის მიკრობული დაბინძურების დაბალ დონეზე.
 7. 2023 და 2024 წლებში მდინარე ალაზნიდან, ხოლო 2024 წელს მდინარე არაგვიდან აღებულ თევზის ნიმუშებში კოლიფორმული ბაქტერიების აღმოჩენა (0.01 გ-ში) მიუთითებს წყლის ფეკალურ დაბინძურებაზე და მოქმედი სანიტარული სტანდარტის მოთხოვნების დარღვევაზე. დაბინძურება სავარაუდოდ ლოკალური ხასიათისაა და შესაძლოა დაკავშირებული იყოს კონკრეტულ უბნებზე ანთროპოგენურ ზემოქმედებასთან. შესაბამისად, აღნიშნული მდგომარეობა საჭიროებს მიზნობრივ მონიტორინგს და წყლის ხარისხის კონტროლის გაძლიერებას პრობლემურ მონაკვეთებში.
 8. წარმოდგენილი კვლევის შედეგების საფუძველზე შეიძლება დავასკვნათ, რომ შესწავლილი მდინარეების ეკოლოგიური მდგომარეობა შედარებით სტაბილური და დამაკმაყოფილებელია. მიუხედავად იმისა, რომ არსებული მონაცემები არ მიუთითებს წყლის ხარისხის არსებით გაუარესებაზე, გამოვლენილი ცვლილებები ცხადყოფს მდინარეთა ეკოლოგიური

მდგომარეობის სისტემატური და კომპლექსური მონიტორინგის აუცილებლობას. აღნიშნული გარემოება განაპირობებს პრევენციული და ეფექტიანი მართვის ღონისძიებების გატარების საჭიროებას, რაც უზრუნველყოფს წყლის ხარისხის შენარჩუნებას, ჰიდრობიონტების სიცოცხლისუნარიანობასა და ბიომრავალფეროვნების დაცვას.

გამოყენებული ლიტერატურა

1. ბოჭორიშვილი, ვ., ჯაფარიშვილი, ბ., & ნინუა, ნ. (2013). *საქართველოს თევზები*.
2. ვაშაკიძე, ა. (1989). სამრეწველო და სოფლის მეურნეობის შხამების ტოქსიკოლოგია და ჰიგიენა. *თბილისი: მეცნიერება*, 14(17), 67-69.
3. თხელიძე, რ., ლიპარტელიანი, რ., მუმლაძე, ნ., ხომასურიძე, ხ., & დანელია, გ. (2009). *სოფლის მეურნეობის ქიმიზაცია და გარემოს დაცვა*. თბილისი.
4. კერესელიძე, ზ. (2003). *ზღვებისა და მტკნარი წყლების ბიოლოგია*. თბილისი: უნივერსიტეტის გამომცემლობა.
5. მჭედლური, თ. (2009). *აღმოსავლეთ საქართველოს ღია წყალსატევების მიკრობული თვითგაწმენდის პროცესების მონიტორინგი და ბიოინდიკაცია*. თბილისი: უნივერსალი.
6. მჭედლური, თ. (2020). *ჰიდრობიოლოგია*. თელავი.
7. მჭედლური, თ., ბერუაშვილი, გ., მაისურაძე, ი., მეტრეველი, მ., & ნიკოლაიშვილი, მ. (2009). ალაზნის აუზის მცირე შენაკადის მდ. ლოპოტას ეკო-ტოქსიკოლოგიური დახასიათება. წიგნში: *თანამედროვეობის ძირითადი ეკოლოგიური პრობლემები და კავკასია* (საერთაშორისო კონფერენციის მასალები, 4–6 ივლისი). *საქართველოს ქიმიის ჟურნალი*, 10(4), 126.
8. მჭედლური, თ., ბერუაშვილი, გ., მაისურაძე, ი., მეტრეველი, მ., & ნიკოლაიშვილი, მ. (2010). ალაზნის აუზის მცირე შენაკადის მდ. ლოპოტას მიკრობიოლოგიური დახასიათება. წიგნში: *თანამედროვეობის ძირითადი ეკოლოგიური პრობლემები და კავკასია* (საერთაშორისო კონფერენციის მასალები, 4–6 ივლისი). *საქართველოს ქიმიის ჟურნალი*, 10(4), 38.
9. მჭედლური, თ., მეტრეველი, მ., & ნიკოლაიშვილი, მ. (2011). მდ. ალაზნის ეკო-ტოქსიკოლოგიური მონაცემები. *ექსპერიმენტული და კლინიკური მედიცინა*, (4), 45–48.
10. ონიანი, ჯ. (2000). *ზოგადი ჰიდრობიოლოგია*.
11. ონიანი, ჯ. (2003). *ცოცხალი ბუნების დაცვა*. თბილისი: უნივერსიტეტის გამომცემლობა.
12. პეპენაშვილი, ნ., კლიმაშვილი, ლ., & მაღრაძე, კ. (2008). *გარემო და მდგრადი განვითარება*. თბილისი: განათლება.
13. სუპატაშვილი, გ. (2009). *გარემოს ქიმია*. თბილისი: უნივერსიტეტის გამომცემლობა.
14. სუპატაშვილი, გ., & ქაჯაია, გ. (2001). *გარემო და ადამიანი*.
15. ჩანქსელიანი, ზ., & ზარდალიშვილი, ო. (1992). *აგროქიმიის ეკოლოგიური საფუძვლები*.
16. ჟორჟოლიანი, ც., & გორდაძე, ე. (2010). *ბუნების დაცვა და ბუნებრივი რესურსების რაციონალური გამოყენება*.
17. ლოღობერიძე, მ. (1992). *წყლის ეკოსისტემები, დაცვა და რაციონალური გამოყენება*. თბილისი: მეცნიერება.
18. Abrahamson, A., Andersson, C., Jönsson, M. E., Fogelberg, O., Örberg, J., Brunström, B., & Brandt, I. (2007). Gill EROD in monitoring of CYP1A inducers in fish—A study in

- rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) caged in Stockholm and Uppsala waters. *Aquatic Toxicology*, 85(1), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.07.013>
19. Abrahamson, A., Brandt, I., Brunström, B., Sundt, R. C., & Jørgensen, E. H. (2008). Monitoring contaminants from oil production at sea by measuring Gill EROD activity in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Environmental Pollution*, 153(1), 169–175. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.07.025>
 20. Abdel-Gawad, F. K., Eweda, W. E., El-Taweel, G. E., & Shehata, S. F. (2015). Detection of *Staphylococcus aureus* from fish and waste water samples collected from Lake Qarun. *International Journal of Scientific and Engineering Research*, 6(8), 366–372. <https://www.ijser.org>
 21. Adams, S. M., Shepard, K. L., Greeley, M. S., Jimenez, B. D., Ryon, M. G., Shugart, L. R., McCarthy, J. F., & Hinton, D. E. (1989). The use of bioindicators for assessing the effects of pollutant stress on fish. *Marine Environmental Research*, 28(1–4), 459–464. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(89\)90284-5](https://doi.org/10.1016/0141-1136(89)90284-5)
 22. Aktar, W., Sengupta, D., & Chowdhury, A. (2009). Impact of pesticides use in agriculture: Their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology*, 2(1), 1–12. <https://doi.org/10.2478/v10102-009-0001-7>
 23. Al-Arabi, S. A. M., Adolfsson-Erici, M., Waagbø, R., Ali, M. S., & Goksøyr, A. (2005). Contaminant accumulation and biomarker responses in caged fish exposed to effluents from anthropogenic sources in the Karnaphuly River, Bangladesh. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(8), 1968–1978. <https://doi.org/10.1897/04-383r.1>
 24. Allan, I. J., Bæk, K., Haugen, T. O., Hawley, K. L., Høgfældt, A. S., & Lillicrap, A. D. (2013). In vivo passive sampling of nonpolar contaminants in brown trout (*Salmo trutta*). *Environmental Science & Technology*, 47(20), 11660–11667. <https://doi.org/10.1021/es401810r>
 25. Alonso, A., & Camargo, J. A. (2003). Short-term toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to the aquatic snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(5), 1006–1012. <https://doi.org/10.1007/s00128-003-0082-5>
 26. Alvarado, C., Cortez-Valladolid, D. M., Herrera-López, E. J., Godínez, X., & Ramírez, J. M. (2021). Metal bioaccumulation by carp and catfish cultured in Lake Chapala, and weekly intake assessment. *Applied Sciences*, 11(13), 6087. <https://doi.org/10.3390/app11136087>
 27. Andral, B., Stanisiere, J. Y., Sauzade, D., Damier, E., Thebault, H., Galgani, F., & Boissery, P. (2004). Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin*, 49(9–10), 704–712. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.05.008>
 28. Ankley, G. T., Berninger, J. P., Blackwell, B. R., Cavallin, J. E., Collette, T. W., Ekman, D. R., Fay, K. A., Feifarek, D. J., Jensen, K. M., Kahl, M. D., Mosley, J. D., Poole, S. T., Randolph, E. C., Rearick, D., Schroeder, A. L., Swintek, J., & Villeneuve, D. L. (2020). Pathway-based approaches for assessing biological hazards of complex mixtures of contaminants: A case study in the Maumee River. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(4), 1098–1122. <https://doi.org/10.1002/etc.4949>
 29. Ankley, G. T., & Villeneuve, D. L. (2006). The fathead minnow in aquatic toxicology: Past, present and future. *Aquatic Toxicology*, 78(1), 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.01.018>
 30. APHA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). Washington DC: American Public Health Association. <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=2459667>

31. Buachidze, N. S., Shavliashvili, L. U., Bakradze, E. M., Kuchava, G. P., & Kordzakhia, G. I. (2021). The ecobiochemical status of the main rivers of Eastern Georgia and their classification according to hydrochemical indicators. *International Scientific Conference Modern Problems of Ecology*. <https://mpe.openjournals.ge/index.php/mpe/article/view/5965>
32. Bănăduc, D., Curtean-Bănăduc, A., Barinova, S., Lozano, V., Afanasyev, S., Leite, T., Branco, P., Gomez Isaza, D., Geist, J., Tegos, A., Simić, S., Olosutean, H., & Cianfanglione, K. (2024). Multi-interacting natural and anthropogenic stressors on freshwater ecosystems: Their current status and future prospects for 21st century. *Water*, 16(11), 1483. <https://doi.org/10.3390/w16111483>
33. Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32(6), 831–849. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>
34. Capone, D. G., & Carpenter, E. J. (1982). Nitrogen fixation in the marine environment. *Science*, 217(4565), 1140–1142. <https://doi.org/10.1126/science.217.4565.1140>
35. Carmo dos Santos, M., Cerqueira Silva, A. C., dos Reis Teixeira, C., Pinheiro Macedo Prazeres, F., Fernandes dos Santos, R., de Araújo Rolo, C., de Souza Santos, E., Santos da Fonseca, M., Oliveira Valente, C., Saraiva Hodel, K. V., Moraes dos Santos Fonseca, L., Sampaio Dotto Fiuza, B., de Freitas Bueno, R., Bittencourt de Andrade, J., & Aparecida Souza Machado, B. (2024). Wastewater surveillance for viral pathogens: A tool for public health. *Heliyon*, 10(13). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e33873>
36. Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharples, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:nposww\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:nposww]2.0.co;2)
37. Chapin, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2011). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>
38. Chapman, D. (Ed.). (1996). *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. UNESCO / WHO / UNEP.
39. Correll, D. L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 261–266. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>
40. Dodds, W. K., & Welch, E. B. (2000). Establishing nutrient criteria in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(1), 186–196. <https://doi.org/10.2307/1468291>
41. Dodds, W., & Smith, V. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6(2), 155–164. <https://doi.org/10.5268/iw-6.2.90>
42. Edberg, S. C., Rice, E. W., Karlin, R. J., & Allen, M. J. (2000). *Escherichia coli*: The best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of Applied Microbiology*, 88(S1). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2000.tb05338.x>
43. Edwards, T. M., Puglis, H. J., Kent, D. B., Durán, J. L., Bradshaw, L. M., & Farag, A. M. (2024). Ammonia and aquatic ecosystems – A review of global sources, biogeochemical cycling, and effects on fish. *Science of The Total Environment*, 907, 167911. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167911>
44. Egli, K., Langer, C., Siegrist, H.-R., Zehnder, A. J., Wagner, M., & van der Meer, J. R. (2003). Community analysis of ammonia and nitrite oxidizers during start-up of nitrification reactors. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(6), 3213–3222. <https://doi.org/10.1128/aem.69.6.3213-3222.2003>
45. Elser, J. J., Bracken, M. E. S., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., Ngai, J. T., Seabloom, E. W., Shurin, J. B., & Smith, J. E. (2007). Global analysis of

- nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10(12), 1135–1142. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>
46. Emerson, K., Russo, R. C., Lund, R. E., & Thurston, R. V. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: Effect of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32(12), 2379–2383. <https://doi.org/10.1139/f75-274>
 47. Environmental Protection Agency (EPA). (n.d.). *Ambient Water Quality Criteria to Address Nutrient Pollution in Lakes and Reservoirs*. EPA. <https://www.epa.gov/nutrientpollution/ambient-water-quality-criteria-address-nutrient-pollution-lakes-and-reservoirs>
 48. European Union Water Initiative Plus (EUWI+). (2021). *Georgia Surface Water Delineation Technical Report*. https://www.euwipluseast.eu/images/2021/08/GE_SW_Delineation_Technical_Report.pdf
 49. Falkowski, P. G., Barber, R. T., & Smetacek, V. (1998). Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. *Science*, 281(5374), 200–206. <https://doi.org/10.1126/science.281.5374.200>
 50. Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., & Cosby, B. J. (2003). The nitrogen cascade. *BioScience*, 53(4), 341. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:tnc\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:tnc]2.0.co;2)
 51. Gasol, J. M. (2002). Jacob Kalf: Limnology. *International Microbiology*, 5(1), 45–46. <https://doi.org/10.1007/s10123-002-0059-y>
 52. Gopinathan, S., & Suthindhiran, K. (2025). Microbial contamination in the marine recreational sites and its impact on public health. *Ocean & Coastal Management*, 267, 107757. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2025.107757>
 53. Hamilton, K. A., Garner, E., Joshi, S., Ahmed, W., Ashbolt, N., Medema, G., & Pruden, A. (2020). Antimicrobial-resistant microorganisms and their genetic determinants in stormwater: A systematic review. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 16, 101–112. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.02.012>
 54. Hattori, A. (1982). The nitrogen cycle in the sea with special reference to biogeochemical processes. *Journal of the Oceanographical Society of Japan*, 38(4), 245–265. <https://doi.org/10.1007/bf02111107>
 55. IARC. (2010). *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: Ingested Nitrate and Nitrite, and Cyanobacterial Peptide Toxins*. Vol. 94. WHO Publications. <https://publications.iarc.who.int/publications/media/download/2868/5c2249a50d9bd5990cf17340f6ae581e9397860c.pdf>
 56. ISO. (1998). *ISO 14911:1998 Water quality - Determination of dissolved Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mn²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ using ion chromatography*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/25591.html>
 57. ISO. (1998). *ISO 7899-1:1998 Water quality - Detection and enumeration of intestinal enterococci*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/14852.html>
 58. ISO. (1999). *ISO 6222:1999 Water quality - Enumeration of culturable microorganisms*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/28960.html>
 59. ISO. (2003). *ISO 9964-3:2003 Water quality - Determination of sodium and potassium*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/17871.html>
 60. ISO. (2006). *ISO 19458:2006 Water quality - Sampling for microbiological analysis*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/33845.html>

61. ISO. (2007). *ISO 11885:2007 Water quality - Determination of selected elements by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES)*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/36250.html>
62. ISO. (2008). *ISO 6058:2008 Water quality - Determination of calcium content - EDTA titrimetric method*. International Organization for Standardization. <https://cdn.standards.iteh.ai/samples/12257/50698687eb63411183aa3d9b4616a366/ISO-6058-2008.pdf>
63. ISO. (2010). *ISO 19250:2010 Water quality - Detection of Salmonella spp.*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/43448.html>
64. ISO. (2010). *ISO 5815-1:2010 Water quality - Determination of biochemical oxygen demand (BOD) — Part 1*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/69058.html>
65. ISO. (2010). *ISO 7150-1:2010 Water quality - Determination of ammonium — Part 1*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/13742.html>
66. ISO. (2012). *ISO 9308-2:2012 Water quality - Enumeration of Escherichia coli and coliform bacteria*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/52246.html>
67. ISO. (2014). *ISO 9308-1:2014 Water quality - Enumeration of Escherichia coli and coliform bacteria*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/55832.html>
68. ISO. (2019). *ISO 5815-1:2019 Water quality — Determination of biochemical oxygen demand after n days*. International Organization for Standardization. <https://cdn.standards.iteh.ai/samples/69058/ee5bcad6ceb044b98287725a2f600ff1/ISO-5815-1-2019.pdf>
69. ISO. (2020). *ISO 5667-1:2020 Water quality - Sampling - Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/72369.html>
70. ISO. (2020). *ISO 5667-3:2020 Water quality - Sampling - Part 3: Preservation and handling of water samples*. International Organization for Standardization. <https://www.iso.org/standard/72370.html>
71. Jackson, P. E. (2000). Ion chromatography in environmental analysis. *Encyclopedia of Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1002/9780470027318.a0835>
72. Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21–27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:aobiuf>2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:aobiuf>2.0.co;2)
73. Kitaka, N., Omondi, L. A., Mureithi, P. W., Bauer, A., Melcher, A., & Ssanyu, G. A. (2024). A critical review of biomonitoring in East African rivers: Fostering community-based collaboration for environmental change observation. *Frontiers in Water*, 6. <https://doi.org/10.3389/frwa.2024.1360941>
74. Knowles, R. (1982). Denitrification. *Microbiological Reviews*, 46(1), 43–70. <https://doi.org/10.1128/mr.46.1.43-70.1982>
75. Köhler, H.-R., & Triebskorn, R. (2013). Wildlife ecotoxicology of pesticides: Can we track effects to the population level and beyond? *Science*, 341(6147), 759–765. <https://doi.org/10.1126/science.1237591>
76. Koptonashvili, L., & Mchedluri, T. (2025). The monitoring of microbial contamination in the river Aragvi. International Scientific Conference *Global Challenges in the Fields of Natural and Social Sciences*.
77. Koptonashvili, L., Mchedluri, T., & Dolidze, K. (2025). Assessment of biogenic pollution caused by anthropogenic factors in the Iori River. *Intercultural Dialogues Transactions*, 8.
78. Likens, G. E. (2009). Inland waters. *Encyclopedia of Inland Waters*, 1–5. <https://doi.org/10.1016/b978-012370626-3.00001-6>

79. Madigan, M. T. (2018). *Brock Biology of Microorganisms* (15th ed.). Pearson.
80. Mchedluri, T., & Makharoblidze, N. (2018). *Ecological monitoring of the River Khrami water and anthropogenic load*. Sochi.
81. Mchedluri, T., Makharoblidze, N., & Oniani, T. (2017). Hydro-chemical study of the River Liakhvi. *Uchenye Zapiski (International Journal)*, Ganja.
82. Mchedluri, T., Makharoblidze, N., & Vepkhvadze, A. (2017). The impact of pesticides on ecological condition of the River Alazani. *Uchenye Zapiski (International Journal)*, 17.
83. Mchedluri, T., & Koptonashvili, L. (2026). Monitoring of microbiological pollution of the Alazani River and assessment of its ecological risks. International Conference, Baku–Tbilisi–Istanbul. https://imcrapublishing.com/uploads/public_files/2026-03/19-meq_-144-150.pdf
84. Mchedluri, T., Koptonashvili, L., & Buachidze, N. (2026). Concentration of biogenic elements in the water of the Alazani River and total nitrogen content in fish organism. *Bulletin of the National Academy of Sciences of Georgia*, 20(194), № 1. http://science.org.ge/bnas/t20-n1/14_Mchedluri_Ecology.pdf
85. Mitchell, R. (1976). *Water Pollution Microbiology*. Wiley-Interscience, New York.
86. OECD. (1982). *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/iroh.19840690206>
87. Plessl, C., Otachi, E. O., Körner, W., Avenant-Oldewage, A., & Jirsa, F. (2017). Fish as bioindicators for trace element pollution from two contrasting lakes in the Eastern Rift Valley, Kenya: Spatial and temporal aspects. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(24), 19767–19776. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9518-z>
88. Porras-Rivera, G., Górski, K., & Colin, N. (2024). Behavioral biomarkers in fishes: A non-lethal approach to assess the effects of chemical pollution on freshwater ecosystems. *Environmental Research*, 260, 119607. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119607>
89. Prosser, J. I. (1990). Autotrophic nitrification in bacteria. *Advances in Microbial Physiology*, 125–181. [https://doi.org/10.1016/s0065-2911\(08\)60112-5](https://doi.org/10.1016/s0065-2911(08)60112-5)
90. Randall, D. J., & Tsui, T. K. N. (2002). Ammonia toxicity in fish. *Marine Pollution Bulletin*, 45(1–12), 17–23. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(02\)00227-8](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00227-8)
91. Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195(4275), 260–262. <https://doi.org/10.1126/science.195.4275.260>
92. Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 356–363. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356
93. Schulz, R. (2004). Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: A review. *Journal of Environmental Quality*, 33(2), 419–448. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.4190>
94. Sekhniashvili, S. (2023). Determining the degree of soil and water pollution from uncontrolled landfills (In the lower basin of the Aragvi River, Natakhtari territory). *Georgian Scientists*. <https://doi.org/10.52340/2023.05.03.10>
95. Singh, P. K., Kumar, U., Kumar, I., Dwivedi, A., Singh, P., Mishra, S., Seth, C. S., & Sharma, R. K. (2024). Critical review on toxic contaminants in surface water ecosystem: Sources, monitoring, and its impact on human health. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(45), 56428–56462. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34932-0>
96. Sinyakova, M. A., & Krylova, Yu. V. (2023). Biogenic elements in the water and bottom sediments of Lake Ladoga. *Russian Journal of General Chemistry*, 93(13), 3383–3390. <https://doi.org/10.1134/s1070363223130169>

97. Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126–139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
98. Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100(1–3), 179–196. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(99)00091-3)
99. Springer. (1992). *Biomarkers: Research and Application in the Assessment of Environmental Health*. SpringerLink. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-642-84631-1>
100. Thurston, R. V., Russo, R. C., & Vinogradov, G. A. (1981). Ammonia toxicity to fishes: Effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. *Environmental Science & Technology*, 15(7), 837–840. <https://doi.org/10.1021/es00089a012>
101. Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898), 671–677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
102. UNESCWA. (2013). *Inventory of Shared Water Resources in Western Asia*. United Nations Economic and Social Commission for Western Asia. <https://www.unescwa.org/publications/inventory-shared-water-resources-western-asia>
103. UNEP. (2016). *Water Quality for Ecosystem and Human Health*. UN Environment Programme. <https://www.unep.org/resources/report/water-quality-ecosystem-and-human-health>
104. Walker, C. H., Sibly, R. M., & Peakall, D. B. (2016). *Principles of Ecotoxicology* (4th ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b11767>
105. Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems* (3rd ed.). Academic Press.
106. World Health Organization (WHO). (2017). *Guidelines for Drinking-water Quality* (4th ed., incorporating the 1st addendum). WHO. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>
107. World Health Organization (WHO). (1996). *Water Quality Monitoring: A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. WHO. <https://www.who.int/publications/i/item/0419217304>
108. Zaghloul, A., Saber, M., Gadow, S., & Awad, F. (2020). Biological indicators for pollution detection in terrestrial and aquatic ecosystems. *Bulletin of the National Research Centre*, 44(1). <https://doi.org/10.1186/s42269-020-00385-x>
109. Акимова, Т. А., & Кузьмин, А. П. (2001). *Экология: природа, человек, техника*. Москва.
110. Банников, А. Р. (1996). *Основы экологии и охрана окружающей среды*. Москва.
111. Горбенко, Ю. А. (1998). *Экология морских организмов*.
112. Гусева, Т. В. (Ред.). (2010). *Гидрохимические показатели состояния окружающей среды*. Москва: ФОРУМ: ИНФРА-М.
113. Константинов, А. С. (1990). *Общая гидробиология*. Москва.
114. Небел, Б. (1993). *Наука об окружающей среде* (В 2-х томах). Пер. с англ. М. В. Зубкова и др. Москва: Мир.
115. *Системный подход для изучения структур водных экосистем*. (2000). Биология внутренних вод (Биол. внутр. вод), № 2, 5–18
116. ГОСТ 31746–2012. (2012). *Методы выявления и определения количества коагулазоположительных стафилококков и Staphylococcus aureus*. Москва.
117. ГОСТ 7636–85. (1985). *Рыба, морские млекопитающие, морские беспозвоночные и продукты их переработки: Методы анализа*. Москва.

