



საქართველოს ტექნიკური
უნივერსიტეტი
1922 წლიდან

მარიამ სოსელია

„ბუნებრივი წყლების გამწმენდი ნაგებობის რეკონსტრუქცია, ფიტოპლანქტონით გამოწვეული უარყოფითი გავლენის აღმოსაფხვრელად“

წარმოდგენილია დოქტორის აკადემიური ხარისხის მოსაპოვებლად

სადოქტორო პროგრამა მშენებლობა

შიფრი 0732

საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტი თბილისი, 0160, საქართველო

2022წ

საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტი

ფაკულტეტი სამშენებლო

ჩვენ, ქვემოთ ხელისმომწერნი ვადასტურებთ, რომ გავეცანით მარიამ სოსელიას მიერ შესრულებულ სადისერტაციო ნაშრომს დასახელებით: „ზუნებრივი წყლების გამწმენდი ნაგებობის რეკონსტრუქცია, ფიტოპლანქტონით გამოწვეული უარყოფითი გავლენის აღმოსაფხვრელად“ და ვაძლევთ რეკომენდაციას საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტის საინჟინრო ტექნოლოგიური და საბუნებისმეტყველო საუნივერსიტეტო სადისერტაციო საბჭოში მის განხილვას დოქტორის აკადემიური ხარისხის მოსაპოვებლად.

25.07. 2022 წელი

სამეცნიერო ხელმძღვანელი: პროფესორი დავით გურგენიძე

რეცენზენტი: პროფესორი ზურაბ მეგრელიძე

რეცენზენტი: პროფესორი მარინა ნაცვლიძე

საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტი

2022წ

ავტორი: მარიამ სოსელია

დასახელება : „ბუნებრივი წყლების გამწმენდი ნაგებობის რეკონსტრუქცია, ფიტოპლანქტონით გამოწვეული უარყოფითი გავლენის აღმოსაფხვრელად“.
ხარისხი: მშენებლობის ინჟინერიის აკადემიური ხარისხი
სხდომა ჩატარდა: _____

ინდივიდუალური პროცენტების ან ინსტიტუტების მიერ შემომოყვანილი დასახელების დისერტაციის გაცნობის მიზნით მოთხოვნის შემთხვევაში მისი არაკომერციული მიზნებით კოპირებისა და გავრცელების უფლება მინიჭებული აქვს საქართველოს ტექნიკურ უნივერსიტეტს.

ავტორის ხელმოწერა _____

ავტორი ინარჩუნებს დანარჩენ საგამომცემლო უფლებებს და არც მთლიანი ნაშრომის და არც მისი ცალკეული კომპონენტების გადაბეჭდვა ან სხვა რაიმე მეთოდით რეპროდუქცია დაუშვებელია ავტორის წერილობითი ნებართვის გარეშე.

ავტორი ირწმუნება, რომ ნაშრომში გამოყენებული საავტორო უფლებებით დაცულ მასალებზე მიღებულია შესაბამისი ნებართვა (გარდა იმ მცირე ზომის ციტატებისა, რომლებიც მოითხოვენ მხოლოდ სპეციფიურ მიმართებას ლიტერატურის ციტირებაში, როგორც ეს მიღებულია სამეცნიერო ნაშრომების შესრულებისას) და ყველა მათგანზე იღებს პასუხისმგებლობას.

რეზიუმე

წყალი არის გარემოს განუყოფელი კომპონენტი ჩვენს პლანეტაზე. წყლის ხარისხის სწრაფი ცვლილებებისა და სუფთა წყალზე მზარდი მოთხოვნის გამო. ვინაიდან მტკნარი წყლის მხოლოდ 1%-ზე ნაკლებია ხელმისაწვდომი ადამიანის გამოყენებისთვის, მისი სათანადო დაცვა და მართვა აუცილებელია მდგრადი გამოყენებისთვის.

წყლის დაბინძურება არის მთავარი გლობალური პრობლემა, რომელიც მოითხოვს წყლის რესურსების პოლიტიკის მუდმივ შეფასებას და გადახედვას ყველა დონეზე.

წყალს, როგორც წესი, მოიხსენიებენ როგორც დაბინძურებულს, როდესაც ის დაზიანებულია ანთროპოგენური დამაბინძურებლებით და ან არ უწყობს ხელს ადამიანის მიერ მის გამოყენებას, როგორცაა სასმელი წყალი. სპეციფიკური დამაბინძურებლები, რომლებიც იწვევს წყლის დანაგვიანებას, მოიცავს ქიმიკატების და პათოგენების ფართო სპექტრს.

ზედაპირული წყლებში არსებული მიკროორგანიზმები გამოყოფენ სხვადასხვა ტერპენოიდებს, კაროტინოიდულ წარმოებულებს, გოგირდის ნაერთებს და სხვა აქროლად ორგანულ ნაერთებს, რომელთა უმეტესობამ შეიძლება ხელი შეუწყოს უსიამოვნო სუნის და გემოს ჩამოყალიბებას.

სასმელ წყალში უსიამოვნო სუნის წარმოშობა საკმაოდ გავრცელებული პრობლემაა. ჩვეულებრივ, ყველაზე პრობლემური სუნი არის ისეთი, როგორცაა უსიამოვნო, შმორის ან ლპობის.

თბილის ზოგიერთ რაიონში (მაგალითად ვარკეთილში) გაზაფხულ-ზაფხულში მოხმარებისათვის თბილისის წყალსაცავიდან მიწოდებულ გაწმენდილ სასმელ წყალს უჩნდება უსიამოვნო სუნი. კვლევის შედეგად დადგინდა, რომ ამ უსიამოვნო სუნს იწვევენ თბილისის წყალსაცავში გავრცელებული წყალმცენარეების მიერ გამოყოფილი ნივთიერებები. რის შედეგადაც იყო მიღებული ზომები და ამ პერიოდში დამატებით გამოყენებული იქნა გააქტივებული ნახშირბადის ფილტრები, რომელმაც ეს პრობლემა მოაგვარა. მაგრამ ეს პროცედურა საკმაოდ დიდ

ხარჯებთან არის დაკავშირებული.

ჩვენს მიერ შემოთავაზებულია შედარებით იაფი ტექნოლოგია, რომლის საშუალებით ხდება უსიამოვნო სუნის ეფექტური მოცილება.

რეკომენდებულია სასმელი წყლის გამწმენდ ნაგებობის რეკონსტრუქცია. ზემოდხსენებულ პერიოდში, გამწმენდ ნაგებობას უნდა დაემატოს კვანძი, რომელშიც მოხდება წყლის გაწმენდა ჰიდროციკლონის გამოყენებით, ასკანას თიხის კოაგულანტად გამოყენებით.

Resume

Water is an integral component of the environment on our planet. Due to rapid changes in water quality and increasing demand for clean water. Since only less than 1% of fresh water is available for human use, its proper protection and management is essential for sustainable use.

Water pollution is a major global problem that requires constant evaluation and revision of water resources policies at all levels.

Water is usually referred to as polluted when it is contaminated by anthropogenic contaminants and or does not support human use such as drinking water. Specific pollutants that cause water pollution include a wide range of chemicals and pathogens.

Microorganisms in surface waters release various terpenoids, carotenoid derivatives, sulfur compounds and other volatile organic compounds, many of which can contribute to unpleasant odors and tastes.

The occurrence of unpleasant odors in drinking water is quite a common problem. Usually, the most problematic odors are those of fish, musty, or rotten.

In some districts of Tbilisi (for example, in Varketili) in spring and summer, the purified drinking water delivered from the Tbilisi Reservoir had an unpleasant smell. As a result of the research, it was determined that this unpleasant smell is caused by the substances released by the algae in the Tbilisi reservoir. As a result, measures were taken and activated carbon filters were additionally used during this period, which solved this problem. But this procedure is associated with quite large costs.

We offer a relatively inexpensive technology that effectively removes unpleasant odors.

Reconstruction of drinking water treatment plant is recommended. During the above-mentioned period, a node should be added to the treatment plant, in which the water will be purified using a hydrocyclone, using Askana clay as a coagulant.

შინაარსი

| | |
|---|-----|
| შესავალი | 12 |
| თავი 1. ლიტერატურის მიმოხილვა | 199 |
| 1.1 წყლის ხარისხის ორგანოლექტიკური მაჩვენებლები | 19 |
| 1.1.1. წყლის ქრომატიულობა (ფერი)..... | 19 |
| 1.1.2. წყლის გამჭვირვალობა..... | 20 |
| 1.1.3 წყლის სუნი | 20 |
| 1.1.3. წყლის გემო..... | 22 |
| 1.2.1 წყალში უცხო სუნის წარმოშობის პირობები | 23 |
| 1.2.1.1 წყლის გარემოში მობინადრე ორგანიზმების (ჰიდრობიონტების) მეტაბოლიტები..... | 23 |
| 1.2.1.2 უსიამოვნო სუნის წარმოქმნის წყაროები | 25 |
| 1.2.3. წყალმცენარეები, როგორც უსიამოვნო სუნის წყარო..... | 30 |
| 1.2.3.1 წყალსატევების მახასიათებლები და მათი ნარეების წარმოქმნა..... | 30 |
| 1.2.3.3. სასმელ წყალში უსიამოვნო სუნის პრობლემა..... | 36 |
| 1.3 წყალმცენარეების ძირითადი ჯგუფები და მათი დახასიათება..... | 39 |
| 1.3.1 ჰიდრობიონტების მიერ სუნის წარმოქმნაზე მოქმედი ფაქტორები | 39 |
| 1.3.2. გარემო პირობების გავლენა ციანობაქტერიების მიერ მაოდორირებელი ნივთიერებების გამომუშავებაზე..... | 39 |
| 1.3.3. ციანობაქტერიების პოპულაციის მდგომარეობა და მათ მიერ ოდორანტების წარმოება | 42 |
| 1.3.4 წყალმცენარეებისა და ციანობაქტერიების როლი წყალში სუნის წარმოქმნასა და გამოყოფაში | 45 |
| 1.3.5 წყალმცენარეებისა და ციანობაქტერიების სუნის სახეები | 47 |
| 1.4. წყლის გამწმენდი ნაგებობები..... | 48 |
| 1.4.1. მტკნარი წყლის რესურსები..... | 48 |
| 1.4.2. წყლის ყველაზე მნიშვნელოვანი გამწმენდი პროცესების მოკლე დახასიათება..... | 50 |
| თავი 2. კვლევის შედეგები | 62 |
| 2.1. თბილისის წყალსაცავი (თბილისის ზღვა) – ქალაქ თბილისის მოსახლეობის წყალმომარაგების ერთ–ერთი წყარო | 62 |

| | |
|---|-----|
| 2.1.1. თბილისის წყალსაცავის (თბილისის ზღვის) ეკოლოგიური მდგომარეობის შესახებ | 65 |
| 2.2. თბილისის წყალსაცავში სეზონურად წყალში უსიამოვნო სუნის წარმოქმნის წყაროები | 67 |
| 2.2.1 სუნის გაზომვის მეთოდოლოგია..... | 67 |
| 2.2.2. წყლის სინჯების აღების მეთოდოლოგია..... | 67 |
| 2.5. თბილისის წყალსაცავში უსიამოვნო სუნის წარმოქმნის სეზონის დადგენა | 68 |
| 2.5.1. თბილისის ზოგიერთ რაიონში სასმელ წყალში არასასიამოვნო სუნის წარმოქმნის პერიოდულობა..... | 68 |
| 2.5. არასასიამოვნო სუნის წარმოქმნა თბილისის ზღვიდან მიწოდებულ სასმელ წყალში..... | 70 |
| 2.6. წყლიდან უსიამოვნო სუნის მოშორების მეთოდები..... | 79 |
| 2.7. ბენტონიტის თიხებით წყლის გაწმენდა უსიამოვნო სუნის მოშორების მიზნით | 91 |
| დასკვნა | 122 |
| გამოყენებული ლიტერატურა | 123 |

ცხრილების ნუსხა

| | |
|---|----|
| ცხრ. 1 წყლის მახასიათებლები ფერის მიხედვით | 19 |
| ცხრ. 2 წყლის მახასიათებლები გამჭვირვალობის თვალსაზრისით | 20 |
| ცხრ. 3 წყლის მახასიათებლები სუნის ინტენსივობით | 21 |
| ცხრ. 4 ბუნებრივი წარმოშობის სუნი..... | 21 |
| ცხრ. 5 წყლის მახასიათებლები გემოვნების ინტენსივობის მიხედვით | 22 |
| ცხრ. 6 ოდორანტები და მათი მწარმოებელი ორგანიზმები..... | 24 |
| ცხრ. 7 ჩრდილოეთ ამერიკის (აშშ) დიდი ტბების სისტემაში წყალსატევისა და წყალსადენის წყალში სუნის კონცენტრაციები | 34 |
| ცხრ. 8 ნაერთების სუნის მახასიათებლები ორგანოლეპტიკური თვისებების მიხედვით, რომლებიც ჩნდება წყალსადენის წყალში | 36 |
| ცხრ. 9 სუნის ინტენსივობის განსაზღვრის შკალა..... | 67 |
| ცხრ. 10 არასასიამოვნო სუნის წარმომქნელი ნივთიერებები და მათი | 69 |
| ცხრ. 11 თბილისის ზღვის წყალში უსიამოვნო სუნის გაჩენის პერიოდულობა (ჯორჯიან ვოტერ ანდ პაუერსი – 1999-2014 წლების საშუალო მონაცემები) | 71 |
| ცხრ. 12 თბილისის ზღვიდან მომარაგებული სასმელი წყალში უსიამოვნო სუნის დახასიათება (1999-2014 წლების საშუალო მონაცემები)..... | 76 |
| ცხრ. 13 ბენტონიტის წარმოება და ექსპორტი 1997 წელს არსებული სტატისტიკის მიხედვით, ჩინეთი არ არის შეყვანილი | 92 |

ნახაზების ნუსხა

| | |
|---|-----|
| ნახ. 1 მიწისქვეშა წყლების დამუშავების მარტივი სქემა | 56 |
| ნახ. 2 წყალსაცავის წყლების დამუშავების სქემა | 58 |
| ნახ. 3 ტბის წყლის დამუშავების სქემა | 58 |
| ნახ. 4 მდინარის ნაპირის ფილტრატის დამუშავება..... | 59 |
| ნახ. 5 ნაპირის ფილტრატის და ინფილტრატის დამუშავების სქემა | 60 |
| ნახ. 6 მდინარის ნაპირის ფილტრატის დამუშავება რკინისა და მანგანუმის სახეობების შემცირებული შემცველობით..... | 61 |
| ნახ. 7 თბილისის წყალსაცავი..... | 62 |
| ნახ. 8 წყალმცენარეები თბილისის ზღვაში | 66 |
| ნახ. 9 თბილისის ზღვიდან მომარაგებული სასმელი წყლის სუნის დახასიათება წლის განმავლობაში (1999-2014 წლების საშუალო მონაცემები) | 77 |
| ნახ. 10 სპილენძის კომპლექსების ტრანსპორტირება უჯრედში გაადვილებული დიფუზიით..... | 88 |
| ნახ. 11 კომბინირებული დამუშავების სქემა, ბენტონიტით კოაგულაცია, რასაც მოჰყვება UV-ზე დაფუძნებული მოწინავე დაჟანგვის პროცესები | 101 |
| ნახ. 12 ქლოროფილ-a-ს კონცენტრაცია და ნარჩენი სიმღვრივე მოცილების შემდეგ ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის სხვადასხვა დოზებით (0, 5, 10, 20, 40 და 70 მგ/ლ) | 104 |
| ნახ. 13 UV254-ისა და გახსნილი ორგანული ნაერთების მოცილება ლაბორატორიული მასშტაბით ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის სხვადასხვა დოზების გამოყენებით (0, 5, 10, 20, 40 და 70 მგ/ლ) | 106 |
| ნახ. 14 ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის დოზის (0, 5, 10, 20, 40 და 70 მგ/ლ) ეფექტი ძეტა პოტენციალზე | 107 |
| ნახ. 15 კოაგულანტის დოზის ეფექტი pH-ზე და ტუტიანობაზე ასკანას თიხის კოაგულანტის სხვადასხვა დოზების გამოყენების დროს (0, 5, 10, 20, 40 და 70 მგ/ლ) | 108 |
| ნახ. 16 გეოსმინისა და 2-მეთილისობორნეოლის (2-მიბ) მოცილების ტენდენციები ასკანას თიხით ლაბორატორიული მასშტაბით (გეოსმინის საწყისი კონცენტრაცია = 134,58 ნგ/ლ; საწყისი 2-მიბ კონცენტრაცია = 159,02 ნგ/ლ; ასკანას თიხის დოზა: 0, 5, 10, 20, 40 და 70 მგ/ლ) | 109 |

| | |
|--|-----|
| ნახ. 17 გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილების ტენდენციები UV/Cl ₂ და UV/H ₂ O ₂ პროცესებით ლაბორატორიული მასშტაბით (გეოსმინის საწყისი კონცენტრაცია: 134,58 ნგ/ლ; საწყისი 2-მიბ კონცენტრაცია: 159,02 ნგ/ლ; UV დოზა: 0, 200 და 700 მჯ/სმ ² ; Cl ₂ დოზა: 5 მგ/ლ; H ₂ O ₂ დოზა: 5 მგ/ლ; საწყისი pH: 6.9) | 111 |
| ნახ. 18 ქლოროფილ-a-ს კონცენტრაციები კოაგულაციამდე და მის შემდეგ ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის გამოყენებით ტესტებში (ასკანას თიხა დოზა: 10, 20, 30 და 40 მგ/ლ)..... | 113 |
| ნახ. 19 სიმღერივის (a) და UV254 (b) მოცილება ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის სხვადასხვა დოზებით ტესტებში (10, 20, 30 და 40 მგ/ლ) | 115 |
| ნახ. 20 გეოსმინისა და 2-მიბ-ის დეგრადაცია UV, UV/H ₂ O ₂ და UV/Cl ₂ პროცესებით ტესტში (ასკანას თიხა დოზა: 20 მგ/ლ; UV დოზა: 871.8 მჯ/სმ ² ; Cl ₂ დოზა: 2, 5 და 10 მგ/ლ; H ₂ O ₂ დოზა: 2, 5 და 10 მგ/ლ) | 117 |
| ნახ. 21 უსიამოვნო სუნის მქონე ნაერთების მოცილება კოაგულაციით. კოაგულანტი – ასკანას თიხა | 120 |
| ნახ. 22 ჰიდროციკლონი | 120 |

შესავალი

წყალი არის გარემოს განუყოფელი კომპონენტი ჩვენს პლანეტაზე სიცოცხლის მდგრადობისთვის. სწრაფმა ურბანიზაციამ, ინდუსტრიალიზაციამ, გადაჭარბებულმა სასოფლო-სამეურნეო პრაქტიკამ და საყოფაცხოვრებო წყლის მზარდმა მოხმარებამ გამოიწვია წყლის ხარისხის გაუარესება. უახლოეს მომავალში პროგნოზირებულია წყლის რესურსების მნიშვნელოვანი დეფიციტი წყლის ხარისხის სწრაფი ცვლილებებისა და სუფთა წყალზე მზარდი მოთხოვნის გამო [1]. ვინაიდან მტკნარი წყლის მხოლოდ 1%-ზე ნაკლებია ხელმისაწვდომი ადამიანის გამოყენებისთვის, მისი სათანადო დაცვა და მართვა აუცილებელია მდგრადი გამოყენებისთვის [2].

მსოფლიოში სასმელი წყლის ხელმისაწვდომობა სულ უფრო მწირი ხდება. მზარდმა მოსახლეობამ, კლიმატურმა ცვლილებებმა და წყაროს წყლების ბიოლოგიურმა, ინდუსტრიულმა და სასოფლო-სამეურნეო დაბინძურებამ შექმნა ახალი გამოწვევები სასმელი წყლის დამუშავების სფეროში. მოსახლეობის მიერ წყლის მზარდი მოხმარება ქმნის მოთხოვნილებას წყალზე და ართულებს წყალსატევების შევსებას შესაბამისი ტემპებით. გლობალურმა დათბობამ გამოიწვია მყინვარების დნობა ანტარქტიკასა და გრენლანდიაში, აწია ზღვის წყლის დონე და გამოიწვია ზღვის წყლის შეღწევა სანაპირო რაიონებთან ახლოს მდებარე ტერიტორიებში. წყალმომარაგების კომპანიები იძულებულნი არიან გამოიყენონ და დაამუშავონ მიწისქვეშა და ზედაპირული წყლების წყაროები, რომლებიც ადრე უარყოფილი იქნებოდა რთული, ძვირადღირებული ან ტექნიკურად გაუმართავი დამუშავების გამო [3].

დღეს წყლის დამუშავება ხდება ქიმიკატების ნაკლები გამოყენებით, მაგრამ უზრუნველყოფს უკეთეს დაცვას პათოგენებისგან. მომხმარებელთა სასმელი წყალი შეიცავს ნაკლებ ქიმიურ ქვეპროდუქტებს და უფრო უსაფრთხოა დასალევად. გაუმჯობესდა ჩვეულებრივი წყლის გამწმენდი

პროცესები და შემუშავდა ახალი ტექნოლოგიები, როგორცაა მემბრანები და ჟანგვის მოწინავე პროცესები. დაწესებულია მკაცრი სერტიფიცირების მოთხოვნები იმის უზრუნველსაყოფად, რომ მასალები, რომლებიც გამოიყენება წყლის გამწმენდი სისტემებისთვის, არ ზრდიდნენ დამაბინძურებლებს გაწმენდილ წყალში.

წყლის დაბინძურება არის მთავარი გლობალური პრობლემა, რომელიც მოითხოვს წყლის რესურსების პოლიტიკის მუდმივ შეფასებას და გადახედვას ყველა დონეზე, ცალკეული წყალსატევების და ჭაბურღილების ჩათვლით. ვარაუდობენ, რომ ის მსოფლიოში სიკვდილიანობისა და დაავადებების წამყვანი მიზეზია და ყოველდღიურად 14000-ზე მეტი ადამიანის სიკვდილს იწვევს. განსაკუთრებით, განვითარებად ქვეყნებში წყლის დაბინძურება მწვავე პრობლემებს ქმნის. წყალს, როგორც წესი, მოიხსენიებენ როგორც დაბინძურებულს, როდესაც ის შეიცავს ანთროპოგენურ დამაბინძურებლებს და ან არ უწყობს ხელს ადამიანის მიერ მის გამოყენებას, როგორცაა სასმელი წყალი, და/ან განიცდის შესამჩნევ ცვლილებას მასში არსებული ცხოველების ნორმალურ ცხოველქმედებისათვის. ბუნებრივი მოვლენები, როგორცაა ვულკანები, შტორმები და მიწისძვრები, წყალმცენარეების აყვავება, ასევე იწვევს წყლის ხარისხსა და წყლის ეკოლოგიურ მდგომარეობის გაუარესებას. წყლის დამაბინძურებლების უმეტესობა საბოლოოდ მდინარეებით ოკეანებში ხვდება [4].

სპეციფიკური დამაბინძურებლები, რომლებიც იწვევს წყლის დანაგვიანებას, მოიცავს ქიმიკატების, პათოგენების ფართო სპექტრს და ფიზიკურ ან სენსორულ ცვლილებებს, როგორცაა ამაღლებული ტემპერატურა და ფერის შეცვლა. მიუხედავად იმისა, რომ ბევრი ქიმიკატი და ნივთიერება, რომელიც რეგულირდება, შეიძლება იყოს ბუნებრივი წარმოშობის (კალციუმი, ნატრიუმი, რკინა, მანგანუმი და ა.შ.). ბუნებრივად წარმოქმნილი ნივთიერებების მაღალმა კონცენტრაციამ შეიძლება

უარყოფითი გავლენა მოახდინოს წყლის ფლორაზე და ფაუნაზე. ჟანგბადის დონის დამთრგუნველი ნივთიერებები შეიძლება იყოს ბუნებრივი წარმოშობის, როგორცაა მცენარეული ნივთიერებები (მაგ. ფოთლები და ბალახი), ასევე ადამიანის მიერ შექმნილი ქიმიკატები. სხვა ბუნებრივმა და ანთროპოგენურმა ნივთიერებებმა შეიძლება გამოიწვიოს სიმღვრივე, რაც ბლოკავს სინათლეს და აფერხებს მცენარის ზრდას. ბევრი ქიმიური ნივთიერება ტოქსიკურია. პათოგენებს შეუძლიათ გამოიწვიონ წყლის დაავადებები როგორც ადამიანებში, ასევე ცხოველებში. წყლის ფიზიკური ქიმიის ცვლილება მოიცავს მჟავიანობის (pH-ის ცვლილებას), ელექტროგამტარობის და ტემპერატურის ცვლილებას და ეუტროფიკაციას. ეუტროფიკაცია არის ეკოსისტემაში ქიმიური საკვები ნივთიერებების კონცენტრაციის მატება იმდენად, რამდენადაც იზრდება ეკოსისტემის პირველადი პროდუქტიულობა. ეუტროფიკაციის ხარისხიდან გამომდინარე, შეიძლება მოხდეს გარემოზე უარყოფითი ზემოქმედება, როგორცაა ანოქსია (ჟანგბადის კონცენტრაციის დაქვეითება) და წყლის ხარისხის მკვეთრი შემცირება, რაც გავლენას მოახდენს თევზებსა და სხვა ცხოველთა პოპულაციაზე.

ზედაპირული წყლების პროგრესულმა ეუტროფიკაციამ და დაბინძურებამ გამოიწვია წყალში უსიამოვნო სუნის შემთხვევების მუდმივი ზრდა, რომლებიც დაკავშირებულია წყლის მიკროორგანიზმების აყვავებასთან სხვადასხვა წყლის გარემოში [5, 6, 7, 8]. ამ წყლებში არსებული მიკროორგანიზმები აწარმოებენ სხვადასხვა ტერპენოიდებს, კაროტინოიდულ წარმოებულებს, გოგირდის ნაერთებს და სხვა აქროლად ორგანულ ნაერთებს წყალმცენარეებისა და ციანობაქტერიების მიერ, რომელთა უმეტესობამ შეიძლება ხელი შეუწყოს უსიამოვნო სუნის ჩამოყალიბებას. აკვაკულტურა და მეთევზეობა ასევე განიცდის სუნის პრობლემებს, როგორცაა სხვადასხვა აქროლად ორგანულ ნაერთების არსებობა, როგორცაა გეოსმინი, დეცატრიენალი და ჰეპტადიენალი [9]. წყალმცენარეებიდან მიღებული ორგანული ნივთიერებები მოიცავს

როგორც უჯრედშიდა, ისე უჯრედგარე ნაერთებს, რომლებსაც შეუძლიათ გავლენა მოახდინონ წყლის ხარისხზე, განსაკუთრებით სადეჰიდრეციო ქვეპროდუქტების და სუნიანი ნაერთების წარმოქმნაზე [9, 10, 11, 12, 13, 14]. ეს პრობლემები საკმარისად რთულია, რომ გამოიწვიოს ღრმა სოციალურეკონომიკური ეფექტი [15]. ასეთი დამაბინძურებლების განვითარებამ შეიძლება სერიოზული საფრთხე შეუქმნას ადამიანის ჯანმრთელობას და გააუარესოს სასმელი წყლის ესთეტიკური ხარისხი.

მწვანე წყალმცენარეები და ციანობაქტერიები, რომლებიც ფართოდ არის გავრცელებული უმთავრესად მტკნარ წყალში, ერთუჯრედიანი და კოლონიური მწვანე წყალმცენარეები პლაქტონში მასობრივი გამრავლების დროს იწვევს წყლის „ყვავილობას“, რაც ხშირად უარყოფით გავლენას ახდენს წყალსატევებზე [16].

უსიამოვნო სუნის კონტროლი მსოფლიოში სასმელი წყლის მომწოდებლების მნიშვნელოვანი საკითხი გახდა. დღეს, მომხმარებელთა პრეტენზიების უმეტესობა, რომლებიც წყალმომარაგებას ეხება, დაკავშირებულია სასმელი წყლის ცუდ გემოსა ან სუნზე.

სასმელ წყალში უსიამოვნო სუნის წარმოშობა საკმაოდ გავრცელებული პრობლემაა. ჩვეულებრივ, ყველაზე პრობლემური სუნი არის ისეთი, როგორიცაა უსიამოვნო, შმორის ან ლპობის.

უსიამოვნო სუნის პრობლემა წყალში როგორც წესი დადგენილია. სუნის და გემოს წარმომქნელი ნაერთების დიდი ნაწილი, რომლებიც აღწერილია ლიტერატურაში, წარმოქმნილია ზედაპირულ წყლებში. ეს ნაერთები იწარმოება ფიტოპლანქტონით და წარმოადგენს სეზონურ მოვლენას.

იმის გამო, რომ ზედაპირულ წყალში ბიომასის ზრდა დაკავშირებულია წყალსატევში ჩადვრილი სასუქების რაოდენობით, მუნიციპალური და სამრეწველო ნარჩენების წყლებით, ისევე როგორც სასოფლო-სამეურნეო ნარჩენებით, ეს ყველაფერი დიდწილად გავლენას ახდენს ფიტოპლანქტონის ზრდაზე. როგორც წესი, ყველაზე მაღალი

კონცენტრაციები, რომლებმაც შეიძლება მიაღწიონ რამდენიმე ასეულ ნანოგრამას ერთ ლიტრზე ან თუნდაც 1 მკგ ლიტრზე მეტწილად წყალსატევებში ზაფხულში გვხვდება. დაახლოებით 200-ზე მეტი ნივთიერება არის ნაპოვნი, რომლებიც იწვევენ სხვადასხვა სახის უსიამოვნო სუნს წყალსატევებში.

როგორც ცნობილია, თბილისის წყალსაცავის წყალს იყენებენ სარწყავად, თბილისის წყალმომარაგებისათვის, თევზის სარეწად, წყლის სპორტისათვის [17, 18].

თბილის ზოგიერთ რაიონში (მაგალითად ვარკეთილში) გაზაფხულზაფხულში მოხმარებისათვის თბილისის წყალსაცავიდან მიწოდებულ გაწმენდილ სასმელ წყალს უჩნდებოდა უსიამოვნო უსიამოვნო სუნი. კვლევის შედეგად დადგინდა, რომ ამ უსიამოვნო უსიამოვნო სუნს იწვევენ თბილისის წყალსაცავში გავრცელებული წყალმცენარეების მიერ გამოყოფილი ნივთიერებები [19, 20]. რის შედეგადაც იყო მიღებული ზომები და ამ პერიოდში დამატებით გამოყენებული იქნა გააქტივებული ნახშირბადის ფილტრები, რომელმაც ეს პრობლემა მოაგვარა. მაგრამ ეს პროცედურა საკმაოდ დიდ ხარჯებთან არის დაკავშირებული.

პრობლემის მეცნიერული სიახლე

წყლის დაბინძურება არის მთავარი გლობალური პრობლემა, რომელიც მოითხოვს წყლის რესურსების პოლიტიკის მუდმივ შეფასებას და გადახედვას ყველა დონეზე, ცალკეული წყალსატევების და ჭაბურღილების ჩათვლით.

უსიამოვნო სუნის კონტროლი მსოფლიოში სასმელი წყლის მომწოდებლების მნიშვნელოვანი საკითხი გახდა. დღეს, მომხმარებელთა პრეტენზიების უმეტესობა, რომლებიც წყალმომარაგებას ეხება, დაკავშირებულია სასმელი წყლის ცუდ გემოსა ან სუნზე.

სასმელ წყალში უსიამოვნო სუნის წარმოშობა საკმაოდ გავრცე-

ლებული პრობლემაა. ჩვეულებრივ, ყველაზე პრობლემური სუნი არის ისეთი, როგორცაა უსიამოვნო, შმორის ან ლპობის.

პრობლემის მეცნიერული სიახლე მდგომარეობს ადგილობრივი, შედარებით იაფი მასალის გამოყენება წყლის გაფილტვრისათვის, რომლის დროსაც მოხდება მისი უსიამოვნო სუნის მოშორება [21].

აქტუალობა

თბილისის ზღვა წარმოადგენს თბილისის წყალმომარაგების სისტემის ნაწილს, რომელშიც რიგ შემთხვევაში სასმელ წყალში დაფიქსირებული იყო უსიამოვნო სუნი იმ რაიონებში, რომელიც მარაგდება ამ წყალსატევიდან.

GWP-ლაბორატორული კვლევების თანახმად, თბილისის წყალსათევში გარკვეულ პერიოდში ხდება წყალმცენარეების გამრავლება და უსიამოვნო, უსიამოვნო სუნის წარმომქმნელი ნაერთების: გეოსმინის და 2-მეთილისობორნეოლის გამოყოფა.

ამ ნაერთების მოსაცილებლად გარდაბნის წყლის გამწმენდ სადგურში იხმარება გაფილტვრა გააქტივებული ნახშირბადის ფილტრების საშუალებით.

ჩვენი კვლევის მიზანი იყო შედარებით უფრო იაფი გაწმენდის ტექნოლოგიის პოვნა ამ უსიამოვნო სუნის წარმომქმნელ ნაერთების მოსაცილებლად.

პრაქტიკული მნიშვნელობა

შემოთავაზებულია გეოსმინის და 2-მეთილისობორნეოლის მოცილების შედარებით იაფი ტექნოლოგია, რომელიც ითვალისწინებს კოაგულაცია/ფლოკულაციის პროცესის განხორციელებას ასკანას თიხის გამოყენებით [21].

ამისათვის უნდა მოხდეს სადგურის რეკონსტრუქცია და დაემატოს კიდევ ერთი კვანძი ზემოდხსენებული ტექნოლოგიის განსახორციელებლად.

სამუშაოს სტრუქტურა და მოცულობა. სადისერტაციო ნაშრომი შედგება შესავალის, ორი თავის, საერთო დასკვნების, გამოყენებული ლიტერატურის (70 დასახელება).

ნაშრომი გადმოცემულია 129 ნაბეჭდ გვერდზე, მათ შორის 13 ცხრილი და 22 ნახაზია.

თავი 1. ლიტერატურის მიმოხილვა

1.1 წყლის ხარისხის ორგანოლეპტიკური მაჩვენებლები

წყლის თვისებების ნებისმიერი გაცნობა იწყება ორგანოლეპტიკური მახასიათებლების განსაზღვრით, ე.ი. რომელთა დასადგენად ვიყენებთ გრძნობებს - მხედველობას, სუნს და გემოს.

ორგანოლეპტიკური შეფასება იძლევა უამრავ პირდაპირ და არაპირდაპირ ინფორმაციას წყლის შემადგენლობის შესახებ. ამ მახასიათებლებს მიეკუთვნება: ფერი, გამჭვირვალობა (ამღვრეულობა), სუნი და გემო.

1.1.1. წყლის ქრომატიულობა (ფერი)

წყლის ხარისხის მაჩვენებელი, რომელიც ახასიათებს წყლის ფერის ინტენსივობას და განპირობებულია ფერადი ნაერთების შემცველობით, გამოხატულია პლატინა-კობალტის მასშტაბის გრადუსებში და განისაზღვრება გამოსაცდელი წყლის ფერის სტანდარტებთან შედარების გზით.

ბუნებრივი წყლების ფერი ძირითადად განპირობებულია ჰუმინური ნივთიერებებისა და რკინის ნაერთების არსებობით, დაწყებული ერთეულიდან ათასობით გრადუსამდე (ცხრილი 1)

ცხრ. 1 წყლის მახასიათებლები ფერის მიხედვით

| ქრომატიულობა | საზომი ერთეულები, გრადუსიანი პლატინა-კობალტის სტანდარტით |
|---------------|--|
| ძალიან პატარა | 25-მდე |
| პატარა | 25-დან 50-ზე მეტი |
| საშუალო | 50-დან 80-ზე მეტი |
| მაღალი | 80-დან 120-ზე მეტი |
| ძალიან მაღალი | 120-ზე მეტი |

1.1.2. წყლის გამჭვირვალობა

წყლის დაბინდვა გამოწვეულია სხვადასხვა წარმოშობის უხსნადი ან კოლოიდური არაორგანული და ორგანული ნივთიერებებით წვრილად გაფანტული მინარევების არსებობით.

გამჭვირვალობის საზომი არის წყლის სვეტის სიმაღლე, რომლის დროსაც გარკვეული ზომის თეთრი ფირფიტაზე (სეჩის დისკი) შეგვიძლია დავინახოთ ეს თეთრი ქაღალდი გარკვეულის სიმაღლის სვეტში. შედეგები გამოხატულია სანტიმეტრებში (ცხრილი 2)

ცხრ. 2 წყლის მახასიათებლები გამჭვირვალობის თვალსაზრისით

| გამჭვირვალობა | საზომი ერთეული, სმ |
|--------------------|--------------------|
| გამჭვირვალე | 30-ზე მეტი |
| დაბალი ბუნდოვანი | 25-დან 30-მდე |
| საშუალო ბუნდოვანი | 20-დან 25-მდე |
| ტალახიანი | 10-დან 20-მდე |
| ძალიან მოღრუბლულია | 10-ზე ნაკლები |

1.1.3 წყლის სუნი

მათი ბუნებით, სუნი იყოფა ორ ჯგუფად:

ბუნებრივი წარმოშობის (წყალში ცოცხალი და მკვდარი ორგანიზმები, მცენარეების ნარჩენების გახრწნა და ა.შ.);

ხელოვნური წარმოშობის (სამრეწველო და სოფლის მეურნეობის ჩამდინარე წყლების მინარევები).

სუნის ინტენსივობა შეფასებულია ექვსპუნქტიანი სკალით (ცხრილი 3)

ცხრ. 3 წყლის მახასიათებლები სუნის ინტენსივობით

| სუნის ინტენსივობა | სუნის მახასიათებელი | აღწერითი განმარტებები |
|-------------------|---------------------|---|
| 0 | სუნი არ არის | აღქმადი სუნი არ არის |
| 1 | ძალიან სუსტი | სუნი მომხმარებელს არ შეუმჩნევია, მაგრამ გამოცდილი მკვლევრის მიერ იგრძნობა |
| 2 | სუსტი | სუნი, რომელიც მომხმარებლის ყურადღებას არ იქცევს, მაგრამ მას აღმოაჩენს, თუ მასზე მიუთითებთ |
| 3 | აღქმადი | სუნი, რომელიც ადვილად ამოცნობილია და შეიძლება წყლის დაბინდვა გამოიწვიოს |
| 4 | მკაფიო | სუნი, რომელიც ყურადღებას იქცევს და წყალს სასმელად უსიამოვნო ხდის |
| 5 | ძალიან ძლიერი | იმდენად ძლიერი სუნი აქვს, რომ წყალი არ იყოს დასალევი |

ცხრ. 4 ბუნებრივი წარმოშობის სუნი

| სუნი, დანიშნულება | სუნის ბუნება | სუნი, სავარაუდო |
|-------------------|--------------|--|
| ა | არომატული | კიტრი, ყვავილოვანი |
| ბ | ჭაობი | ტალახიანი, ტალახიანი |
| გ | ჩირქოვანი | ფეკალური, ნარჩენები |
| დ | ხის | ზღვის ჩიფსების, ხის ქერქის სუნი |
| ე | მიწიერი | გამამხნევებელი, ახლად ხვნის სურნელი, თიხნარი |

| | | |
|---|-----------------|---|
| ვ | თევზი | უსიამოვნო ზეთის, უსიამოვნო სუნის |
| ზ | გოგირდწყალბადის | დამპალი კვერცხის სუნის |
| თ | ბალახიანი | დაჭრილი ბალახის სუნის, თივა |
| ო | გაურკვეველია | ბუნებრივი სუნის, რომელიც არ შეესაბამება წინა განმარტებებს |

მეორე ჯგუფის სუნს (ხელოვნური წარმოშობის) უწოდებენ სუნის განმსაზღვრელი ნივთიერებების მიხედვით: ქლორის, ბენზინის და ა.შ.

1.1.3. წყლის გემო

გემოსა და გემოვნების ინტენსივობა ასევე განისაზღვრება 6 ბალიან სკალაზე (ცხრილი 5)

ცხრ. 5 წყლის მახასიათებლები გემოვნების ინტენსივობის მიხედვით

| გემოს შეფასება, ქულები | გემოვნებისა და გემოვნების ინტენსივობა | გემოს მანიფესტაციის ხასიათი |
|------------------------|---------------------------------------|--|
| 0 | არ აქვს | გემო არ იგრძნობა |
| 1 | ძალიან სუსტი | გემო დაუყოვნებლივ იგრძნობა მომხმარებლის მიერ, მაგრამ გამოვლინდება მკაცრი ტესტირების დროს |
| 2 | სუსტი | გემო შეიმჩნევა, როდესაც მას ყურადღებას აქცევთ |
| 3 | შესამჩნევია | გემო ადვილად შეიმჩნევა და იწვევს წყლის უარყოფას |
| 4 | მკაფიო | გემო იზიდავს ყურადღებას და გიწევთ თავი შეიკავოთ სასმელისგან |
| 5 | ძალიან ძლიერი | გემო იმდენად ძლიერია, რომ წყალს გამოუსადეგარს ხდის |

სასმელი წყლისთვის გემოსა და გემოვნების ინდექსების მნიშვნელობები არა უმეტეს 2 ქულია.

არსებობს გემოს 4 ტიპი:

მარილიანი

მწარე

ტკბილი

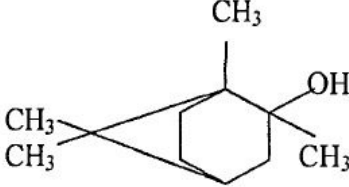
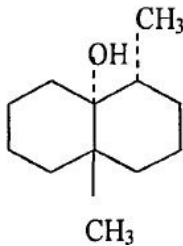
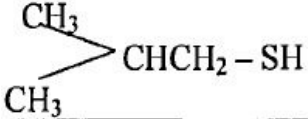
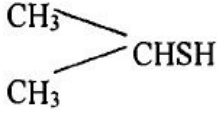
მჟავე


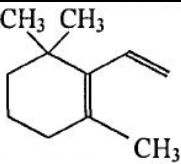
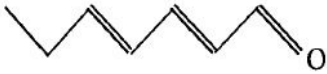


1.2.1 წყალში უცხო სუნის წარმოშობის პირობები

1.2.1.1 წყლის გარემოში მოზინადრე ორგანიზმების (ჰიდრობიონტების) მეტაბოლიტები

წყალში მოზინადრე ყველა ორგანიზმი აწარმოებს და გამოყოფს ცხოველმოქმედების პროდუქტებს. ეს ნაერთები შეიძლება აღმოჩნდეს ტოქსიკური, ანდა წყალს ანიჭებდეს უჩვეულო ფერს, სუნს და გემოს. დღეისათვის ცნობილია წყალმცენარეების მიერ გამოყოფილი 200-ზე მეტი ნივთიერება, რომელთა აღქმაც შესაძლებელია ყნოსვითი რეცეპტორებით, მაგრამ წყალსადენის წყალში სუნის გაჩენის პრობლემა მხოლოდ ზოგიერთი სახეობის ორგანიზმს უკავშირდება. არასასიამოვნო სუნის მქონე ნივთიერებები და მათი წარმომქმნელი ორგანიზმების მაგალითები მოცემულია ცხრილში 6.

ცხრ. 6 ოდორანტები და მათი მწარმოებელი ორგანიზმები

| ნაერთი | სტრუქტურა | მათი მწარმოებელი ორგანიზმები |
|--------------------------|---|--|
| 2-მეთილისობორნეოლი (MIB) |  | Actinomycetes (ლათ.) (აქტინომიციტი), <i>Oscillatoria curviceps</i> , <i>O. tenuis</i> |
| გეოსმინი |  | Actinomycetes (ლათ.) (აქტინომიცეტები), <i>Sympioca muscjum</i> , <i>O. simplicissima</i> (O ტენუსი), <i>Anabaena sp.</i> |
| იზობუტილმერკაპტანი |  | <i>Microcystis flos-aquae</i> (მიკროცისტის ყვავილ-წყალი) |
| N-ბუტილმერკაპტანი | $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_3 - \text{SH}$ | <i>Microcystis flos-aquae</i> (მიკროცისტის ყვავილ-წყალი) <i>O. chalybea</i> (O. ჭალიბეა) |
| იზოპროპილ მერკაპტანი |  | <i>Microcystis flos-aquae</i> (მიკროცისტის ყვავილ-წყალი) |
| დიმეთილის დისულფიდი | $\text{CH}_3 - \text{S} - \text{CH}_3$ | <i>Microcystis flos-aquae</i> (მიკროცისტის ყვავილ-წყალი) <i>O. chalybea</i> (O. ჭალიბეა) |
| დიმეთილ სულფიდი | $\text{CH}_3 - \text{S} - \text{S} - \text{CH}_3$ | <i>O. chalybea</i> (O. ჭალიბეა) <i>Anabaena sp.</i> |

| ნაერთი | სტრუქტურა | მათი მწარმოებელი ორგანიზმები |
|------------------------|--|--|
| მეთილის მერკაპტანი | CH ₃ SH | Microcystis flos-aquae (მიკროცისტის ყვავილ-წყალი) O. chalybea (O. ჭალიბეა) |
| ბეტა-ციკლოციტრალი |  | Microcystis sp. |
| ცის-3-ჰექსენ-1-ოლ |  | მწვანე წყალმცენარეები |
| ცის-3-ჰექსენილ აცეტატი |  | მწვანე წყალმცენარეები |
| 2,4-ჰექტადიენალი |  | უროგლენა ამერიკანა (Uroglena Americana), Dinobryon sp. |
| 2,6-ნონადიეპალი |  | სინურა პეტერსენი (Synura peterseni) |

1.2.1.2 უსიამოვნო სუნის წარმოქმნის წყაროები

სასმელ წყალში მკვეთრი უსიამოვნო სუნი ჩნდება რკინის მჟანგავი და გოგირდოვანი ბაქტერიების ხარჯზე. რკინის მჟანგველებს მიაკუთვნებენ ნავთობის ან „ნაგავსაყრელის“ სუნს, რომელიც განსაკუთრებით შესამჩნევია დილით ან წყალმომარაგების გამოყენებაში ხანგრძლივი შესვენების შემდეგ.

გოგირდოვანი ბაქტერიები შეიძლება იყოს მჟანგავი ან აღდგენითი. აღდგენითი ბაქტერიები, როგორცაა გრამ-უარყოფითი *Desulfivibrio desulfuricans*, ვითარდება წყალსაცავის ღრმა ფენებში, ფსკერულ დანალექში ან მიწისქვეშა წყლებში; ისინი წარმოადგენს წყალბადის სულფიდის სუნის წარმოქმნის წყაროს, რომელიც განსაკუთრებით შესამჩნევია ჟანგბადის დეფიციტის პირობებში. წყალბადის სულფიდი წარმოიქმნება ორგანულ და ელემენტარულ გოგირდზე, სულფატებსა და სულფიტებზე ანაერობული ბაქტერიების ზემოქმედების შედეგად. მცირე კონცენტრაციის დროს მას ახასიათებს ჭაობის ან შმორის სუნი, მგრძნობელობის ზღურბლით - 100 ნგ/ლ.

ჭაობის სუნს აწარმოებს ბაქტერიები, კერძოდ *Pseudomonas*-ისა და *Aeromonas*-ის ბაქტერიული გვარები. ამ სუნის გამომწვევი მიზეზი შეიძლება იყოს დიმეთილის პოლისულფიდების წარმოქმნა უშუალოდ წყალსადენის მილების შიგა კედლებზე გაჩენილი ბაქტერიული აფსკის სახით [22].

წყალსადენში უსიამოვნო სუნის წარმოშობის პრობლემები ძირითადად უკავშირდება იმ ნივთიერებებს, რომელთაც გამოყოფს *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Symploca* გვარის აქტინომიცეტები, ციანობაქტერიები და სხვ [22].

აქტინომიცეტები წარმოქმნიან გეოსმინს და 2-მეთილისობორნეოლს [3]. აქტინომიცეტების სუფთა კულტურები განაპირობებს მიწის, ხის, შმორის, კარტოფილის საწყობის, თაფლის და ბალახის სუნის წარმოქმნას [4]. ამ სუნის წარმოქმნის მიზეზი, გარდა გეოსმინისა და 2-მეთილის-ობორნეოლისა (MIB), შეიძლება გახდეს აქტინომიცეტების მიერ წარმოებული იზოპროპილმეთოქსიპირაზინი (IPMP) და იზობუტილ-მეთოქსიპირაზინი (IBMP). აქტინომიცეტებს ახასიათებს განვითარების ორი მონაცვლე ფორმა - ანაერობული და აერობული. მაოდორირებელი საშუალებების წარმოება ასოცირდება მეორე ფორმასთან [23, 24]. რთული შესაფასებელია აქტინომიცეტების როლი სუნის წარმოქმნაში. მათი

კულტივირება რთულია, რადგან ისინი მრავლდებიან გამოფიტულ (ღარიბ) გარემოში, სადაც ვერ ვითარდებიან სხვა ჰეტეროტროფები. აქტივობები ნელა იზრდებიან, მათ გამრავლებისთვის სჭირდებათ 2-3 კვირა, რა პერიოდშიც ხდება მათი კოლონიების გაჩენა, გააჩნიათ გარკვეული სუნი.

წყლიდან გამოთესვისას, აქტივობების რაოდენობა აგარზე არ არის დაკავშირებული თვით წყალში არსებული სუნის ინტენსივობასთან, შესაძლოა - იმის გამო, რომ აგარზე შეიძლება აღმოცენდეს სპორები, რომლებიც არ წარმოქმნიან სუნის შემცველ ნივთიერებებს. წყალსატევში აქტივობები ბინადრობენ წყალმეჩხერი უბნების ფსკერზე - დეტრიტებზე, კერძოდ - სანაპირო ზონაში.

აქტივობები შეიძლება შედიოდეს დაბინძურებული აფსკის (ფენის) შემადგენლობაში, რომელიც ეკვრის წყალსადენის მილის შიგა კედელს და იწვევს სასმელი წყლის ტრანსპორტირებისას წყლის მაოდორირებელი ნივთიერებებით გაჯერებას. ამ შემთხვევაში, რთულდება გეოსმინისა და MIB-ის გაჩენის გარე წყაროს იდენტიფიცირება. წყალსადენში აქტივობების გამრავლებისას გამწმენდი ნაგებობები ვეღარ უზრუნველყოფს წყლიდან უსიამოვნო სუნის მოშორებას.

ციანობაქტერიებით გამოწვეული სუნის პრობლემები უფრო ხშირია, ვიდრე აქტივობების განვითარების დროს. ციანობაქტერიები განსაკუთრებით აქტიურია წყალსატევებში წლის თბილ პერიოდებში. საკმაოდ ხშირად, გეოსმინის წარმოქმნა უკავშირდება ციანობაქტერიების *Anabaena laxa* და *Anabaena flos-aquae* სახეობების აქტიურ განვითარებას. ანაბენის მიერ (ლათ. *Anabaena*) წარმოებულ გეოსმინს ახასიათებს მიწის, ბალახის და სიმინდის მოტკბო სუნი [25, 26, 27].

ოსცილატორიები, კერძოდ, სახეობა *Oscillatoria tenius*, გამოყოფს გეოსმინს და MIB-ს, რომლებიც წარმოქმნიან მოტკბო საზამთროს, სიმინდისა და მიწის შმოროვან სუნს.

მიკროცისტისი (*Microcystis* - მიეკუთვნება ციანობაქტერიების/ლურჯ-მწვანე წყალმცენარეების გვარი) ხშირად წარმოადგენს თამბაქოს, ობის, კარტოფილის საწყობისათვის დამახასიათებელი სუნის წარმოქმნის წყაროს, რომელიც გამოწვეულია ბეტა-კაროტონის დაშლით გამოყოფილი ბეტა-ციკლოციტრალით.

საცივრებიდან გამოყოფილ *Oscillatoriaf. Granulate*-სმეტაბოლიტებს შორის (იაპონია), MIB-ისა და გეოსმინის მსგავსად, გამოვლინდა ნტერპენოიდის (მათ შორის ევდესმოლის, სესკვიტერპენის სპირტების), 3 ფენოლის, 6 ალდეჰიდის (კერძოდ, ნონანალის, დეკანალის და უნდეკანალის), 8 ცხიმოვანი მჟავის (კერძოდ, პენტა-, ჰექსა- და ოქტადეკანის მჟავების), 8 ნახშირწყალბადის (n-ჰეპტადეკანის, მეთილ-ჰეპტადეკანის და ოქტადეკანის ჩათვლით) და ფიტოლის არსებობა.

უჯრედების მიერ სუნის შემცველი ნივთიერებების გამოყოფა ხდება მთელი სიცოცხლის განმავლობაში, მაგრამ სუნის ინტენსიური გამოყოფა ძირითადად უკავშირდება უჯრედების კვდომას, რასაც იწვევს ბუნებრივი გარემოებები ან ალგიციდები.

- **დიატომეები:**

დიატომეები - ერთუჯრედიანი/კოლონიური კაჟოვანი წყალმცენარეები ხარობენ გაზაფხულზე, გრილ წყლებში. საქართველოს ტერიტორიაზე მათი ინტენსიური ზრდა-განვითარება გამოვლენილია შავი ზღვის, განსაკუთრებით სუფსა-ფოთის ეკვატორულ წყლებში; ეს ხდება აპრილ-მაისში. ამ ჯგუფიდან მაოდორირებელ ნივთიერებებს წარმოქმნიან ასტერიონელას (*Asterionella*) (გერანიუმის და უსიამოვნო სუნი), ცოკლოტელას (*Cyclotella*) (ბალახის, გერანიუმის და უსიამოვნო სუნი), ტაბელარია (*Tabellaria*) (ბალახის, გერანიუმის და უსიამოვნო სუნი) და მელოსირას (ლათ. *Melosira*) (ბალახის, გერანიუმის და შმორის სუნი) გვარის წარმომადგენლები [25]. დიატომეების სუნი უკავშირდება

პოლიუჯერი ცხიმოვანი მჟავების ფერმენტულ გარდაქმნას, რომლებიც წარმოიქმნება უჯრედების დაზიანების ან სიკვდილის დროს [26].

• მწვანე წყალმცენარეები:

მწვანე წყალმცენარეები ზრდა-განვითარების მაქსიმუმს ზაფხულის დასაწყისში აღწევენ (საქართველოში მაისი-ივნისი) და მათ შეუძლიათ წყალს ბალახის, ზოგჯერ კი უსიამოვნო სუნი შესძინონ. კერძოდ, მწვანე წყალმცენარეები წარმოქმნიან ცის-3-ჰექსენ-1-ოლ (*cis-3-Hexen-1-ol*) სუნს, რომელიც 50 მკგ/ლ მგრძნობელობის ზღურბლიდან აღიქმება. ოზონით დამუშავების შემდეგ ის შეიძლება გარდაიქმნას ცის-3-ჰექსენილაცეტატად (*cis-3-Hexenyl Acetate*), რომელსაც აქვს ახლად მოცელილი ბალახის მოტკბო სუნი, ხოლო მგრძნობელობის ზღურბლი 1-2 მკგ/ლ-ს შეადგენს. წყალში ამ ორი ნაერთის თანაფარდობა იცვლება დროის განმავლობაში pH-ის ცვლილებასთან ერთად. ჰიდროლიზის შედეგად ცის-3-ჰექსენილაცეტატი კვლავ ცის-3-ჰექსენ-1-ოლ-ად გარდაიქმნება.

როგორც წესი, მწვანე წყალმცენარეები სუნის წარმოქმნასთან დაკავშირებით პრობლემებს არ ქმნიან, ვინაიდან ამ ჯგუფის წარმომადგენლები ვერ აღწევენ მასიურ რაოდენობას.

• ოქროსფერი წყალმცენარეები:

ოქროსფერი წყალმცენარეები (ქრიზოფიტები, ლათ. *Chrysophyta*) ვითარდება წლის ცივ სეზონში (გაზაფხული, გვიანი შემოდგომა და ზამთარიც კი), ხოლო სინურას (ლათ. *Synura*), დინობრიონის (ლათ. *Dinobryon*) და უროგლენოპსისის (ლათ. *Uroglenopsis*) ბაქტერიული გვარის წარმომადგენლებს შეუძლიათ წყალს მიანიჭონ უსიამოვნო ძლიერი სუნი. ამ სუნს, დიატომეების წყალმცენარეების მსგავსად, შეიცავს ალდეჰიდებს და კეტონებს, რომლებიც უჯრედის კვდომის დროს წარმოიქმნება უჯერი ცხიმოვანი მჟავების ფერმენტული ტრანსფორმაციის შედეგად (ჰეპტადიენები, ნონადიენალები, დეკადიენალები, დეკატრიენალები,

ჰექსანალები). *Uroglena* (უროგლენა) წარმოქმნის ჰეპტადიენალებს, რომლებსაც ამჟამად უსიამოვნო სუნი ახასიათებს. *Synura petersenii* აწარმოებს 1,2-C,6-ნონადიენალს, რომელსაც გააჩნია სუნის ფართო სპექტრი, დაწყებული კიტრის, და მაღალი კონცენტრაციის შემთხვევაში, დამძაღბული ცხიმის სუნამდე. კანადაში, გლენმორის წყალსაცავში, ყინულის ქვეშ განვითარებულმა წყალმცენარეებმა *Uroglena americana*-მა და *Dinobryon sp*-მა სპეციფიკური დიენალების ხარჯზე წყალს შესძინეს უსიამოვნო სუნი (2,4 ჰეპტადიენალი, 2,4 დეკადიენალი და 2,4,7 დეკატრიენალი).

ვარაუდობენ, რომ ორი უჯერი ალდეჰიდი (ტრანს, ტრანს-2,4-ჰეპტადიენალი და ტრანს, 4-ჰეპტენალი) შეიძლება წყალში უსიამოვნო და ჭაობის სუნის წარმოქმნის მიზეზი იყოს. გარდა ამისა, კეტონის (1-პენტენ-3-ონი) არსებობა გამოვლინდა ქრიზოფიტების კულტურების ნიმუშებშიც.

აღნიშნული ნივთიერებების მსგავსად, ორგანიზმების ცხოველ-მოქმედების და კვდომის პროცესში შეიძლება ადგილი ჰქონდეს სხვა ნაერთების გამოჩენას, რომელიც დამოუკიდებლად ემსახურება როგორც სუნის წარმოქმნის წყაროს, ასევე გავლენას ახდენდნენ ძირითადი მაოდორირებელი ნივთიერებების სუნზე (სუნის ცვლილებაზე).

1.2.3. წყალმცენარეები, როგორც უსიამოვნო სუნის წყარო

1.2.3.1 წყალსატევების მახასიათებლები და მაოდორირებელი ნარეულების წარმოქმნა

ლიტერატურული წყაროების თანახმად, ორგანიზმ-პროდუცენტების განვითარებასა და მათ მიერ მაოდორირებელი ნივთიერებების გამოყოფაში არსებით როლს ასრულებს ბუნებრივი გარემოს ისეთი მახასიათებლები, როგორიცაა: წყლის დინებების სიჩქარე, წყალსატევის სიღრმე, ტემპერატურა, სინათლე და ბიოგენური ელემენტების დონე.

ზოგადად, სუნის გამომწვევი ორგანიზმები ინტენსიურად ყვავილობენ მდორე პირობებში, როდესაც წყლის კვების წყაროში ან წყალმომარაგების სისტემის რომელიმე კვანძში წყლის დინების სიჩქარე შემცირებულია. ამრიგად, ჰიდროლოგიური და ჰიდროფიზიკური პირობები გავლენას ახდენენ პროდუცენტების განვითარებაზე და წყალში მაოდორირებელი ნივთიერებების გამოყოფაზე.

ციანობაქტერიები, როგორც მაოდორირებელი ნივთიერებების ძირითადი წყარო, საჭიროებენ საკვები ნივთიერებების საკმაოდ მაღალ დონეს და შედარებით მაღალ ტემპერატურას. ჩვეულებრივ, სუნის შემცველი ნივთიერებების გაზრდილი კონცენტრაცია თანაბრად არ ვრცელდება წყლის ობიექტში და შემოიფარგლება წყალსატევის მხოლოდ ცალკეულ უბნებში. კერძოდ, MIB-ის გამომუშავებაში აღინიშნება ორგანიზმების მნიშვნელოვანი როლი, რომლებიც გარს ეკვრიან წყალსადენის მილების შიგა კედლებს. წყლის მძაფრი სუნის ადგილობრივ გაჩენას ხშირად წინ უძღვის სასოფლო-სამეურნეო სავარგულებიდან წვიმის ნალექების ზედაპირული ჩამონადენი (ჩამორეცხვა). შედეგად, ციანობაქტერიების განვითარების კერები შეიძლება იყოს ლოკალიზებული და ძნელად გამოვლენადი.

ამრიგად, ქალაქ ტოკიოს (იაპონია) საზღვრებში 1992 წელს, წყლის სუნის პრობლემა წარმოიშვა მიმდებარე ტერიტორიის სწრაფი ურბანიზაციის დროს ერთ-ერთ წყალსადენში MIB-ის გამოჩენის გამო. ეს შენაკადი ჩაედინება მდინარეში - წყლის წყარო განლაგებულია წყალმიმღები ნაგებობის ქვედა ბიეფში, თუმცა, შენაკადის წყალი, რომელიც შეიცავდა MIB-ს, უკუდინებით მიემართებოდა წყალმიმღებისკენ. MIB-ს აწარმოებდა ლურჯ-მწვანე წყალმცენარეები, კერძოდ - ოსცილატორია (ლათ. *Oscillatoria*). ამ გვარის ტრიქომებს გააჩნდათ პროდუქტიულობის პოტენციალი. 1 მლ წყალში ერთი ბოჭკოს არსებობა უზრუნველყოფდა MIB-ის შემცველობას, რომელიც აჭარბებდა მოსახლეობის (მომხმარებლის) მგრძნობელობის ზღურბლს.

ეს შემთხვევა მიუთითებს წყალში სუნის გამომწვევი მიზეზების ანალიზისას წყლის ადების ადგილზე არსებული ჰიდროლოგიური პირობების გათვალისწინების აუცილებლობაზე.

ზაფხულის პერიოდის განმავლობაში მაოდორირებელი ნივთიერებების, კერძოდ, MIB-ის კონცენტრაცია იზრდება ეპილიმნიონსა და ჰიპოლიმნიონში. ეპილიმნიონში, სავარაუდოდ, MIB-ი სინთეზირდება პლანქტონური ორგანიზმებით უფრო მეტად, ვიდრე ფულერებით. წყალმცენარეებში, რომელთა დეგრადირდება ნალექში ან ეპილიმნიონიდან თერმოკლინის გზით დიფუზია შეიძლება იყოს ჰიპოლიმნიონში MIB-ის გაჩენის წყარო. შემოდგომაზე თერმოკლინის რღვევის (დაშლის) შედეგად ხდება კონცენტრაციების გათანაბრება ზედაპირთან და სიღრმეში.

წყალსატევის წყლის ტემპერატურასთან ერთად, მიკროფლორის განვითარებისა და მაოდორირებელი ნივთიერებების გამოყოფის განმსაზღვრელი მნიშვნელოვანი ფაქტორია ბიოგენური ელემენტების დონე. აღწერილია ურთიერთკავშირი წყალსატევეების წყალში MIB-ისა და წყალში აზოტის შემცველობის წარმოებასა და წყლის ტემპერატურას შორის. ეს ურთიერთკავშირი პირდაპირ მიუთითებს მაოდორირებელი ნივთიერებების წარმოების დამოკიდებულებაზე წყალსატევის წყლის ისეთ მახასიათებლებზე, როგორცაა ტემპერატურა და საკვები ნივთიერებების (ბიოგენების) დონე.

ბივას ტბის სამხრეთ ნაწილში (იაპონია) *Oscillatoria tenuis*-ის, *Phormidium tenue*-ისა და *Anabaena macrospora*-ის მაქსიმალური ფიტომასის წარმოების თორმეტწლიანი დაკვირვების შედარებამ საკვები ნივთიერებების კონცენტრაციასთან ცხადყო, რომ *P. tenue*-ს ფიტომასის მოცულობას დადებითი კორელაცია აკავშირებდა აზოტისა და ფოსფორის თანაფარდობასთან. *O. tenuis*-ის ფიტომასა კორელაციურ კავშირში იმყოფებოდა ფოსფორის (საერთო) კონცენტრაციასთან და დადებითი კორელაცია აკავშირებდა რკინისა და გახსნილი ფოსფორის

კონცენტრაციასთან, მაგრამ უარყოფითი კორელაცია - აზოტისა და ფოსფორის თანაფარდობასთან. როდესაც ფოსფორის კონცენტრაცია აღემატებოდა 0,03 მგ/ლ-ს, სავარაუდოდ, რაოდენობა აჭარბებდა 10 ბოჭკო/მლ. ზრდა-განვითარებისთვის აზოტისა და ფოსფორის ოპტიმალური თანაფარდობა შეადგენდა 10-დან 20-მდე.

ბიოგენური სუნის პრობლემები სულაც არ წარმოიშობა მხოლოდ ზაფხულის ვეგეტაციის პერიოდში. მართლაც, ერის ტბაზე (ჩრდილოეთ ამერიკის დიდი ტბების სისტემაში შემავალი ტბა), ისინი არაერთგზის ვლინდებოდა ოქროს წყალმცენარეების *Synura sp.*-ის განვითარებასთან ერთად იმ პერიოდშიც კი, როცა ტბა მთლიანად ყინულით იყო დაფარული. როგორც უკვე აღვნიშნეთ, *Dinobryon sp.* არაერთხელ უქმნის პრობლემებს გლენმორის წყალსაცავს (კანადა) დეკემბრის თვეში, რაც გამოწვეულია 2,4-დეკადიენალისა და 2,4,7-დეკადიენალის წარმოებით.

ვარაუდობენ, რომ ორგანიზმების ფილტრატების რაოდენობის ზრდა, კერძოდ, ორსარქველიანი დრეისენისა (ორსარქველიანი მოლუსკების ფართოდ გავრცელებული სახეობა), ზრდის მაოდორირებელი ნივთიერებების გაჩენის რისკს სხვა მიკროორგანიზმების - ციანობაქტერიებისა და აქტინომიცეტების კონკურენტების - საკვების მოცილების გამო, მაგრამ არა თავად ოდორანტების პროდუცენტებისა. კერძოდ, ლორწოს მდგრადი ფენით დაფარული ციანობაქტერიები მონელებისას არ ექვემდებარებიან დაშლას და დიდი ზიანის გარეშე გამოიყოფა მოლუსკების ორგანიზმიდან. გარდა ამისა, ორგანიზმების-ფილტრატების გაწმენდის (გაკამკამების) უნარი ზრდის სინათლის ნაკადს, რაც ხელს უწყობს ფოტოსინთეზური ორგანიზმების, მათ შორის ციანობაქტერიების განვითარებასაც.

2.3.2. წყლის გარემოში არსებული უსიამოვნო სუნის მქონე ნივთიერებების რაოდენობრივი მახასიათებლები

ჩრდილოეთ ამერიკის (აშშ) დიდი ტბების სისტემაში, ნოემბრის ბოლოსაც კი, წყალსატევისა და წყალსადენის წყალში სუნის არსებობა გამოვლინდა შემდეგ კონცენტრაციით:

ცხრ. 7 ჩრდილოეთ ამერიკის (აშშ) დიდი ტბების სისტემაში წყალსატევისა და წყალსადენის წყალში სუნის კონცენტრაციები

| წყლის წყარო | გეოსმინი (ნგ/ლ) | | 2-მეთილისობორნეოლი-(MIB) (ნგ/ლ) | |
|--------------------|-----------------|--------------------|---------------------------------|--------------------|
| | დამუშავებამდე | დამუშავების შემდეგ | დამუშავებამდე | დამუშავების შემდეგ |
| ონტარიოს ტბა | 10 | 4.9 | 9 | 6.2 |
| მდინარე დეტროიტი | 16 | 8.9 | 3.6 | 2.4 |
| მდინარე სენტ-კლერი | 30 | 16 | 4 | 3.2 |
| ჰურონის ტბა | 17 | 14 | 4.4 | 2-ზე ნაკლები |

დიდი ტბების კანადელი მკვლევარების თანახმად, წყლის მიწის-შმორის სუნი, რომელიც გამოწვეულია გეოსმინისა და MIB-ით, კონცენტრაციით 5-დან 60 ნგ/ლ-მდე, ყველაზე მკაფიოდ გამოვლინდა შემოდგომაზე. ზაფხულის პერიოდში მიჩიგანის წყლების აყვავებისას MIB-ის საშუალო კონცენტრაცია 30 ნგ/ლ-ს აღწევდა. გაანგარიშებამ ცხადყო, რომ კვების წყაროს წყალში ასეთი შემცველობით წყალსადენის წყალში მგრძნობელობის 9 ნგ/ლ ზღურბლამდე მისაღწევად, ტბის წყლის ფენას უნდა მოცილდეს სუნის პროდუცენტების მთლიანი რაოდენობის 70%. ამავდროულად, მკვლევარების აზრით, მაოდორირებელი ნივთიერებების პროდუცენტები ვითარდებოდნენ ღრმა წყლებში, მათ შორის ფსკერთან ახლოს, ვინაიდან ზედაპირიდან ან სანაპიროს მახლობლად აღებული ნიმუშები არ შეიცავდა ოდორანტების ჭარბ რაოდენობას [24]. ეს მონაცემები არ ემთხვევა ქვემოთ განხილული სხვა ავტორების დაკვირვებებს.

სამხრეთ კალიფორნიის (აშშ) წყალსატევებში MIB-ის წარმოქმნის ეპიზოდები დაკავშირებული იყო ციანობაქტერიების *Pseudanabaena*-ს განვითარებასთან, თუმცა მათი რაოდენობრივი მაჩვენებელი არც თუ ისე მაღალი იყო. პირველად აღწერილი იყო ამ სახეობის უნარი აწარმოოს MIB-ი. სან-დიეგოს წყალსაცავში (აშშ) MIB-ის დონე შეადგენდა 23 ნგ/ლ-ს. თხევად გარემოში და აგარაზე გამოყოფილი იყო სახეობების ორი ხაზი, რომელიც აწარმოებდა MIB-ს მწარმოებლობით 22 და 23 მკგ/ლ. სკინერის ტბაში (აშშ) ასევე აღინიშნებოდა *Pseudanabaena*-ის ზომიერი არსებობა და MIB-ის შემცველობა 10 ნგ/ლ-ს შეადგენდა [25].

1994 წელს კალიფორნიის ერთ-ერთ წყალსაცავში, *Anabaena circinalis*-ის აყვავების დროს, გეოსმინის დონე 2700 ნგ/ლ-ს აღწევდა; *Pseudanabaena sp.*-ს აყვავება იწვევდა MIB-ს გამოჩენას კონცენტრაციით 177 ნგ/ლ.

მკვლევარების განსაკუთრებულ ყურადღებას ბივას ტბის (იაპონია) წყლის ხარისხი იპყრობს. ეს ტბა 14 000 000-ზე მეტი მომხმარებლისთვის წყლის წყაროს წარმოადგენს და წყალში უსიამოვნო სუნის პრობლემა აქ 1969 წლიდან არსებობს. პრობლემაზე პასუხისმგებელია ციანობაქტერია *Anabaena macrospora*, რომელიც აწარმოებს გეოსმინს და *Phormidium tenue*-ს, და რომელიც აწარმოებს MIB-ს 20-30 ნგ/ლ-ზე მეტი სიჭარბით. გეოსმინის ყველაზე მაღალი გამომუშავება შეადგენდა 160 ნგ-ს 1 მკგ ქლოროფილ ა-ზე და 90 ნგ MIB-ს 1 მკგ ქლოროფილ ა-ზე.

განსაკუთრებით უნდა აღინიშნოს, რომ წყალსადენის წყალში სუნის გამოჩენას ყოველთვის არ ახლდა წყალსატევში, როგორც სასმელი წყლის კვების წყაროში, მიკროფლორის განსაკუთრებით სწრაფი (მძაფრი) განვითარება. სავარაუდოდ, სუნი განსაკუთრებით მძაფრდება ძირითადი ფიტომასის კვდომისას და წყლის გარემოში სუნის შემცველი ნივთიერებების გამოყოფის შემდეგ. ბუნებრივია, ამ დროს სინთეზირებადი ორგანიზმების მზარდი განვითარების გამოვლენა უკვე შეუძლებელია.

1.2.3.3. სასმელ წყალში უსიამოვნო სუნის პრობლემა

15 წელზე მეტი ხნის განმავლობაში ჩატარებულმა კვლევამ შესაძლებელი გახადა 8 ტიპის სუნის იდენტიფიცირება, რომლებიც დაკავშირებულია წყლის მახასიათებლებთან (მიწის-შმორის, ქლორის, ბალახის-ხის, ჭაობის, სურნელოვანი, უსიამოვნო, სამედიცინო, ქიმიური), სუნის ნიშან-თვისება, რომლის ამოცნობა შესაძლებელია ორგანოლექტიკური მეთოდით. გარდა ამ ძირითადი ოდორანტებისა, გამოირჩევა ყნოსვის შეგრძნების სხვადასხვა ნიუანსი, რომელთა ტიპი ხშირად დამოკიდებულია დეგუსტატორის აღქმაზე (შეგრძნებაზე). სუნის მატარებლები არის ცალკეული ნივთიერებები (ოდორანტები) ან მათი ნარევი. ცხრილი 8-ში მოყვანილია ზოგიერთ ნივთიერებათა ჩამონათვალი, რომელიც წყალსადენის წყალს ანიჭებს სუნს, და მათი სუნის მახასიათებლები.

ცხრ. 8 ნაერთების სუნის მახასიათებლები ორგანოლექტიკური თვისებების მიხედვით, რომლებიც ჩნდება წყალსადენის წყალში

| ნაერთი | სუნის მახასიათებლები |
|-----------------------|--|
| 4-ქლორანიზოლი | „შმორის“, „სამედიცინო“, „სველი ქალაქი“, „მუშკის“ |
| 4-ქლორო-2-მეთილფენოლი | „ქიმიური“, „სამედიცინო“, „აცეტონის“ |
| 4-ქლორო-3-მეთილფენოლი | „შმორის“, „ნესტიანი ქალაქის“, „ხის“, „მხუთავი“, „ნაგვის გროვა“ |
| 2-ქლორო-4-მეთილფენოლი | "ანტისეპტიკური", "პლასტიკური" |
| ქლორფენოლი | „შმორის“, „ტკბილი“, „ყვავილის“, ქიმიური |
| 2,4-დიქლორანიზოლი | „შმორის“, „მხუთავი“, „ქიმიური“ |
| 2,4-დიქლოროფენოლი | „შმორის“, „ანტისეპტიკური“, „სამედიცინო“ |
| 2,6-დიქლოროფენოლი | „შმორის“, „ანტისეპტიკური“, „სამედიცინო“ |

| ნაერთი | სუნის მახასიათებლები |
|------------------------------|---|
| ფენოლი | „ნესტიანი ქაღალდის“ |
| 2,4,6-ტრიქლოროანისოლი | „მტვრის“, „შმორის“, „მიწის“, „ჭაობის“, „დამპალი ბოსტნეულის“ |
| გეოსმინი | „შმორის“, „მიწის“, „ჭაობის“, „ბალახის“, „ნაცრის“ |
| 2-იზობუტილ-მეთოქსინინირაზინი | „ხის“, „მხუთავი“, „შმორის“, „ნახშირის მტვრის“, „ნაცრის“ |
| 2-იზოპროპილ-ზმეთოქსიპირაზინი | „ჭვარტლის“, „მტვრის“, „კომბოსტოს“, „სველი ქაღალდის“ |
| 2-მეთილისობორნეოლი | „შმორის“, „მიწის“, „ტორფის“ |

მნიშვნელოვანია აღინიშნოს, რომ ერთი და აიგივე კატეგორიის სუნს წარმოშობა და ქიმიური ბუნება ხშირად შეიძლება განსხვავებული ჰქონდეს და პირიქით, ერთი მათგანი ნივთიერება, კონცენტრაციიდან გამომდინარე, შეიძლება იყოს სხვადასხვა სუნის წარმოშობის წყარო. ეს თვისება, ორგანოლეპტიკური შეფასებისას, ართულებს სუნის გამომწვევი მიზეზის დადგენას.

საფრანგეთში 4 წლიანი დაკვირვებების პერიოდის განმავლობაში (1993 - 1997 წწ.) წყალში უცხო სუნის 72 შემთხვევის წარმოშობის ანალიზმა შესაძლებელი გახადა მათი გაჩენის რამდენიმე ძირითადი წყაროს იდენტიფიცირება. ამავდროულად, გამოიყო 4 ძირითადი ჯგუფი: სამედიცინო-ფენოლური (32%), მიწის-შმორის-ობის (29%), ქიმიურ-ნახშირწყლის-შერეული (24%) და ქლორის-ოზონის (10%). სუნის ბუნება დამოკიდებული იყო წარმოშობის წყაროზე, რომელიც შეიძლება დაიყოს შემდეგ კატეგორიებად:

- ანთროპოგენური წარმოშობის დამაბინძურებლების სუნი, რომელიც ჩნდება წყალარინების ქსელში მათი ჩაშვებისას;

- ანთროპოგენური დაბინძურების კომპონენტების ფიზიკურ-ქიმიური და ბიოლოგიური გარდაქმნის შედეგად წარმოქმნილი ნივთიერებების სუნი;
- სასმელი წყლის დამუშავებისათვის გამოყენებული ნივთიერებების სუნი (ქლორი და მისი ნაერთები, ოზონი);
- ქლორორგანული ნაერთების სუნი - წარმოიქმნება წყლის ორგანიზმების ცხოველმოქმედების ნორმალური ნარჩენებისგან ქლორით წყლის დამუშავების პროცესში;
- სპეციფიკური ნივთიერებების სუნი, რომლებიც სინთეზირებულია წყლის ორგანიზმების მიერ და აღწევს შესამჩნევ დონეს ორგანიზმების ზოგიერთი ჯგუფების (ბაქტერიები, სოკოები, წყალმცენარეები) სწრაფი განვითარებისა და კვდომის დროს.

სუნის უშუალოდ ანთროპოგენური წარმოშობის მაგალითს წარმოადგენს 1989 წელს ოჰაიოს მდინარის (აშშ) წყალში გამოჩენილი 2-ეთილ-4-მეთილ-1,3-დიოქსოლანი (2-EMD), რომელიც წარმოიქმნა ფისის მწარმოებლის მიერ წყლის დაბინძურების შედეგად. უცხო სუნი ფიქსირდებოდა დაბინძურების წყაროდან 137 მილის (220,4801 კმ) სიგრძეზე მდინარის დინების გასწვრივ. მისი ჰიდროფილურობის გამო, ეს აგენტი სრულფასოვნად არ იყო მოცილებული წყლიდან როგორც აქტიური ლამის გამწმენდ ნაგებობებში, ასევე ქვედა დინების უბანზე განლაგებული წყალსადენის ნაგებობებში, თუნდაც გააქტივებული ნახშირბადის გამოყენების დროსაც კი. 2-EMD მოიცავდა ორ (ცის-, ტრანს-) იზოფორმას, შესაბამისი 60% და 40% პროპორციით, და წარმოადგენდა სასმელი წყლის სამედიცინო-ტკბილი ან გულისამრევი-ტკბილი სუნის წარმოქმნის ძირითად წყაროს.

ქლორის გამოყენება ბუნებრივი წყლის დამუშავებაში ქმნის სხვადასხვა სახის გემოსთან და სუნთან დაკავშირებულ პრობლემებს. მაგალითად, ამ ხასიათის ერთ-ერთი დაკვირვების აღწერამ სხადყო, რომ წყლის ქლორირებისას ქლორის მგრძნობელობის ზღურბლის დონე, pH=5-ის დროს, შეადგენდა კონცენტრაციით 75 მკგ/ლ-ს, ხოლო pH=9-ის დროს -

450 მკგ/ლ-ს. სუნი არ შეინიშნებოდა ქლორირების პროცესის დროს, როდესაც $pH=8.3$, მაგრამ ის ჩნდებოდა ქლორირების პროცესის დასრულების შემდეგ, როდესაც $pH=6.5$. $pH=3$ -ის შემთხვევაში, მძაფრი სუნი ჩნდებოდა ქლორის დაბალი დოზირების დროსაც. წყლის ქლორირების პროცესში წარმოქმნილ ჰიპოქლორატის მჟავას, ჰიპოქლორიტებს, მონოქლორამინს, ქლორამინს აქვთ აღქმის ზღურბლი 0,15-დან 0,65 მგ/ლ-მდე კონცენტრაციის დროს.

გარემოს ფიზიკურ-ქიმიური თვისებები შეიძლება გავლენას ახდენდნენ როგორც სუნის შემცველი ახალი ნივთიერებების წარმოქმნის, ასევე ნაერთის იონური ფორმის მოლეკულურში გარდაქმნის გზით, რომელსაც, ჩვეულებრივ, ყნოსვის რეცეპტორებზე შედარებით მაღალი გავლენის უნარი გააჩნია. შედეგად, მაგალითად, ჰიპოქლორატის მჟავით გამოწვეული ქლორის სუნი უფრო მძაფრია pH -ის დაბალი მაჩვენებლის შემთხვევაში, როდესაც ფერხდება უსუნო (სუნს მოკლებული) ჰიპოქლორიტის იონის წარმოქმნა.

თუმცაღა, ყველაზე ხშირად, წყალში უცხო გემო და სუნი ჩნდება იმ ნივთიერებების მონაწილეობით, რომლებიც წარმოიქმნება წყლის ორგანიზმების ცხოველმყოფელების შედეგად.

1.3 წყალმცენარეების ძირითადი ჯგუფები და მათი დახასიათება

1.3.1 ჰიდრობიონტების მიერ სუნის წარმოქმნაზე მოქმედი ფაქტორები

მაოდორირებელი ნივთიერებების წარმოქმნასა და გავრცელებაზე შეიძლება გავლენას ახდენდეს გარემო პირობები და მწარმოებელი უჯრედების მდგომარეობა.

1.3.2. გარემო პირობების გავლენა ციანობაქტერიების მიერ მაოდორირებელი ნივთიერებების გამომუშავებაზე

ლაბორატორიულ პირობებში შესწავლილია გარემოს თითოეული ფაქტორის გავლენა მწარმოებელი ორგანიზმების სუფთა კულტურებზე.

ყველაზე სრულად (სრულყოფილად) შესწავლილია ტემპერატურისა და სინათლის რეჟიმის როლი, აგრეთვე ბიოგენების არსებობა და თანაფარდობა.

ბივას ტბის (იაპონია) წყალში შმორის სუნის შემცველი ნივთიერებების (*Oscillatoria tenuis*, *Phormidium tenue*, *Anabaena macrospora*) წარმომქმნელი წყალმცენარეების კულტურების ზრდა-განვითარება იზღუდებოდა გახსნილი ფოსფორის კონცენტრაციით.

წყალში ბიოგენური ელემენტების შემცველობის მატებამ ხელი შეუწყო *O. splendida*-ს კულტურაში მაოდორირებელი ნივთიერებების გამომუშავებას.

ფოსფორის დაბალი შემცველობისა (კონცენტრაციისა) და დაბალი განათების პირობებში უარესდებოდა *M. aeruginosa*-ისა, და ციანობაქტერიების სხვა კულტურების მსგავსად, მათი ზრდა-განვითარება და შეიმჩნეოდა გეოსმინის შემცირებული (დაბალი) გამომუშავება.

ციანობაქტერიების აქტიური ზრდა-განვითარება დაკავშირებულია აზოტისა და ფოსფორის დაბალ თანაფარდობასთან, ნახშირორჟანგის დაბალ კონცენტრაციასთან, რაც იწვევს წყლის გაცხელების შემთხვევაშიც კი pH-ის მატებას, რამაც საბოლოო ჯამში, შეიძლება გამოიწვიოს გეოსმინისა და MIB-ის ზრდა.

სინათლის როლი ციანობაქტერიების მიერ ქლოროფილის წარმოქმნაში, მათ მიერ მაოდორირებელი ნივთიერებების სინთეზისა და გამოთავისუფლებაში (გამოყოფაში) ასევე შეფასებული იყო კულტურების ჩრდილოვანი ინკუბაციით ჩატარებულ კვლევებში. პირველ დღეებში, სიბნელეში, ციანობაქტერიები აგრძელებდნენ ქლოროფილის, 2-მეთილისობორნეოლს (MIB) და გეოსმინის სინთეზირებას. 7-10 დღის შემდეგ უჯრედებში ყველა ბიოქიმიური კომპონენტის დონე აქტიურად მცირდებოდა და იზრდებოდა თავისუფალი გეოსმინის დონე. სავარაუდოდ, სინთეზური პროცესების თავდაპირველი გააქტიურება

წარმოადგენს ორგანიზმის ადაპტირებული რეაქციების გამოვლინებას ექსტრემალურ გარემო პირობებში.

Oscillatoria splendida-ს კულტურაში გეოსმინის განვითარება და რაოდენობა, რაც დაკავშირებულია უჯრედებთან, იზრდებოდა ტემპერატურის 12-დან 26°C-მდე მატებასთან ერთად. შეზღუდული კავშირი დაფიქსირდა სინათლის ინტენსივობას, ზრდის ინტენსივობასა და გეოსმინის გამოყოფას შორის. უჯრედებთან დაკავშირებული გეოსმინი უფრო დიდი იყო სინათლის მაღალი ინტენსივობის დროს. ინკუბაციამ ჩრდილის პირობებში თავდაპირველად გაააქტიურა გეოსმინის სინთეზი, მაგრამ მიმდინარე ჩრდილის პერიოდმა (2-3 კვირა) გამოიწვია გეოსმინის ინტენსიური გამოყოფა კულტურაში უჯრედების ლიზისა და განადგურების შედეგად. გახსნილი აზოტი წარმოადგენდა წყალმცენარეების ზრდა-განვითარების შემზღვეველ საკვებს. ნიტრატების დამატებამ გამოიწვია გეოსმინის ზრდა და წარმოება.

გეოსმინის პროდუქციის შედარებამ აქტივობითა *Streptomyces halstedii* (წყალსატევიდან გამოყოფისას) და ციანობაქტერიით *Anabaena sp.* (სასმელი წყლის დანიშნულების წყალსაცავიდან) ცხადყო შემდეგი: *Streptomyces halstedii*-სთვის ბიომასის წარმოებისთვის ოპტიმალურ პირობებს წარმოადგენდა, როდესაც pH=6-7 და ტემპერატურა - 30°C, ხოლო გეოსმინის გამოყოფისათვის - pH=9, ხოლო ტემპერატურა - 35°C. ნიტრატებისა და ამონიუმის დაბალი კონცენტრაცია ხელს უწყობდა გეოსმინის წარმოებას, ხოლო მათი მატება ბიომასის გამომუშავების მასტიმულირებელ ფაქტორს წარმოადგენდა. *Anabaena sp.*-ს ბიომასის წარმოებისთვის 20 დღის განმავლობაში ოპტიმალური პირობა იქმნებოდა 15°C-ის, ხოლო გეოსმინის სინთეზისთვის - 20°C-ის შემთხვევაში. ქლოროფილი ა-სა და ბიომასის თანაფარდობა მნიშვნელოვნად ვარირებდა სინათლის ინტენსივობის ცვლილებასთან ერთად. გეოსმინის გამომუშავებისა და მასის მაქსიმალური თანაფარდობა დაფიქსირდა 20°C ტემპერატურაზე, ხოლო გეოსმინისა და ქლოროფილი ა-ს თანაფარდობა

მკვეთრად იცვლებოდა ტემპერატურის ცვლილებასთან ერთად. როგორც ჩანს, 20°C-ზე სინათლის ინტენსივობის მატება ხელს უწყობს ქლოროფილის დონის შემცირებას და გეოსმინის *Anabaena sp.*-ის სინთეზის ზრდას. ტემპერატურის მატება ხელს უწყობდა ქლოროფილი ა-ს გამომუშავებას (25°C-ზე), მაგრამ თრგუნავდა გეოსმინის სინთეზს (20°C-ზე ზემოთ).

იპონიაში ტბებიდან გამოყოფილი *Oscillatoria f. granulata* წარმოქმნიდნენ გეოსმინს და MIB-ს, რომლებიც წყალში აჩენდნენ მიწის სუნს. ქლოროფილი ა და მაოდორირებელი ნაერთების დონე მნიშვნელოვნად მაღალი იყო განათების 1000 ლუქსზე, ვიდრე 500 და 2000 ლუქსზე. MIB-ის წარმოება განსხვავებული იყო იმისდა მიხედვით, თუ რა გარემოში იზრდებოდა ოსცილატორიები.

1.3.3. ციანობაქტერიების პოპულაციის მდგომარეობა და მათ მიერ

ოდორანტების წარმოება

სუნი და მისი ინტენსივობა შეიძლება იცვლებოდეს პოპულაციების განვითარების მანძილზე. ზოგიერთი სახეობა (*Anabaena laxa*, *Chlamydomonas peterfii*, *Dinobryon cylindrium*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria tenuis*, *Oscillatoria sp.*, *Phormidium sp.*, *Synura petersenii*) უჯრედების დაბალი სიმკვრივის მქონე ახალგაზრდა კულტურებში ჩვეულებრივ წარმოქმნის ნაკლებად მძაფრ სუნს და ზოგჯერ, სხვადასხვა სუნსაც. მაგალითად, ზრდის დასაწყისში გეოსმინი ფიქსირდებოდა უჯრედების შიგნით, ხოლო შემდგომ ზრდაში - ჭარბობს უჯრედგარე გარემოში.

M. aeruginosa-ს შეუძლია ახალ და ძველ, არამკვრივ კულტურებში საზამთროს, ბალახისა და სიმინდის მოტკბო სუნი აწარმოოს, ხოლო მკვრივ ხნოვან კულტურებში რჩება მხოლოდ უსიამოვნო ზეთის და მძაღე უსიამოვნო სუნი. უსიამოვნო სუნის გამომწვევი მიზეზი არ არის დაკონკრეტებული, მაგრამ, ჩვეულებრივ, ის ასოცირდება პოლიუჯერი ცხიმოვანი მჟავების გარდაქმნის პროდუქტების გამოჩენასთან. აღწერილი

კულტურები შეიცავდა ლინოლენის მჟავას, რომელსაც ჩვეულებრივ ახასიათებს საზამთროს არომატული სუნის.

ოსცილატორიები აწარმოებდნენ MIB-სა და ლინოლენის მჟავას, მაგრამ არ წარმოქმნიდნენ გეოსმინს. ეს წყალმცენარეები წარმოქმნიდნენ ნესტიანი მიწის სუნს, რაც დაკავშირებულია MIB-თან და ლინოლენის მჟავასთან ასოცირებულ საზამთროს, სიმინდის და ბალახის არომატულ სუნს. MIB-ის ნახევარი ან ორი მესამედი რჩებოდა უჯრედებში, საშუალო გამომუშავებით - 2 ნგ/104 უჯრედი. მიწის შმორის სუნი შესამჩნევი იყო მაშინაც კი, თუ MIB-ის შემცველობა ქიმიური ზღვარზე დაბალი იყო.

O. tenuis-ი მიწის-სიმინდის-შმორის სუნის მწარმოებელი გახდა, რომელიც გამოწვეული იყო გეოსმინით და არა MIB-ით. გეოსმინი თანაბრად იყო განაწილებული უჯრედსა და გარემოს შორის და გეოსმინის საშუალო გამომუშავება შეადგენდა 0,03 ნგ/104 უჯრედს.

ფორმიდიუმი (ლათ. *Phormidium sp.*) ზრდა-განვითარების მთელი პერიოდის განმავლობაში ქმნიდა მიწის-შმორისა და მიწის-სიმინდის-შმორის სუნს. ეს სახეობა წარმოქმნიდა უფრო მეტ MIB-ს, ვიდრე გეოსმინს და ორივე მაოდორებელი ნივთიერების ძირითადი ნაწილი უჯრედების გარეთ იყო. გარემო პირობები, რომლებიც აფერხებენ კულტურების ზრდას, ამცირებდნენ სუნის წარმოქმნას.

ოქროსფერი წყალმცენარე (ლათ. *Synura petersenii*) წარმოქმნის 2,6-ნონადიენალს, რომელიც წარმოქმნის სუნს, რომელიც აღიქმება როგორც კიტრის სუნი, ხოლო 2,4,7-დეკატრიენალური, რომელიც პასუხისმგებელია უსიამოვნო სუნზე. *Synura*-ს კულტურებს 3 დღის ასაკში ჰქონდათ საზამთროს-კიტრის არომატული სუნი და უსიამოვნო სუნი - მოგვიანებით პერიოდში. მიუხედავად იმისა, რომ საკვები ნივთიერებები და სინათლე გავლენას ახდენდნენ კულტურის ზრდა-განვითარებაზე, მაოდორებელი ნაერთების წარმოება უფრო მჭიდროდ იყო დაკავშირებული ზრდის ფაზასთან, ვიდრე კონკრეტულ გარემო პირობებთან. პირობები, რომლებიც

ახანგრძლივებდა დაბრკოლების ფაზას (მაგ., დაბალი ტემპერატურა), იწვევდა სუნის გამძაფრებას (გაძლიერებას).

Dinobryon cylindricum-ის კულტურებს ჰქონდათ უსიამოვნო სუნი კულტურის ზრდა-განვითარების მთელი პერიოდის განმავლობაში, რაც უზრუნველყოფილი იყო წყალმცენარეების უჯრედებში ნაპოვნი 2,4,7-დეკატრიენალით.

Chlamydomonas peterfii-ს ახალგაზრდა კულტურების მდელოს სუნი ასოცირდებოდა როგორც უჯრედებთან, ასევე გარემოსთან. შედარებით მომწიფებულ კულტურებში უჯრედებს ჰქონდათ ხილის არომატული მცენარეული სუნი, ხოლო ხოლო გარემოს - შმორის სუნი. იზოვალერინის მჟავა, რომელსაც აქვს შმორის სუნი, აღმოჩენილია კულტურალურ გარემოში, თუკი გარემოს ამატებდნენ პეპტონს.

საერთო პიროფოსფატ-სინთეზაზის აქტივობის შესწავლამ ორ ლურჯ-მწვანე ველურ ხაზში - *Phormidium tenue* და ორ ლაბორატორიულ ხაზში - *Phormidium tenue* და *Oscillatoria limnetica* ვერ უზრუნველყო ურთიერთკავშირის ჩვენება ფერმენტის აქტივობასა და MIB-ის გამომუშავებას შორის სხვადასხვა კულტურაში.

ამრიგად, ზოგადი დაშვება, რომელიც შეიძლება გაკეთდეს არსებული ინფორმაციის საფუძველზე, შემდეგში მდგომარეობს:

1. მაოდორერებელი ნივთიერებები, რომლებიც შეიძლება წარმოადგენდეს როგორც ზოგიერთი ორგანიზმის საერთო მეტაბოლიტებს, ასევე სხვა უჯრედებთან და ორგანიზმებთან მათი კომუნიკაციის საშუალებას, ჩვეულებრივ სინთეზირდება და იმყოფება უჯრედებში კულტურების ზრდა-განვითარების დროს.
2. უჯრედებიდან მათი გამოთავისუფლება აქტიურდება იმ დროს, როდესაც კულტურაში ან პოპულაციაში უჯრედების სიკვდილისა და დაშლის პროცესი მათ რეპროდუქციაზე ჭარბობს. ამავდროულად, გამოიყოფა არა მხოლოდ ისეთი სპეციფიკური სუნი, როგორცაა გეოსმინი ან MIB-ი, არამედ უჯრედის ბიოქიმიური კომპონენტების

დეგრადაციის სხვადასხვა პროდუქტები, კერძოდ - გოგირდის ნაერთები ან პოლიუჯერი ცხიმოვანი მჟავების დაჟანგვის პროდუქტები. მიუხედავად იმისა, რომ ამ უკანასკნელის აღქმის ზღურბლი უფრო მაღალია, ვიდრე გეოსმინის ან MIB-ისა, მათი უფრო მაღალმა კონცენტრაციამ შესაძლოა რაღაც მომენტში შენიღბოს სპეციფიკური ოდორანტების სუნი. ამიტომ, ციანობაქტერიების დაძველებულ კულტურებში, რომლებსაც შეუძლიათ გეოსმინის ან MIB-ის გამომუშავება, შეიძლება ჭარბობდეს უსიამოვნო სხვადასხვა სუნი. ამით ასევე შეიძლება აიხსნას მიზეზები, რის გამოც ქიმიურად ერთგვაროვან ოდორანტებს, როგორც ჩანს, განსხვავებული სუნის გააჩნია.

3. წარმოდგენილი მონაცემები მიუთითებს იმაზე, რომ უფრო კომფორტული საარსებო პირობები ზრდის მიკროორგანიზმების უჯრედების მიერ სუნის გამომუშავებას, რომლებიც რჩება უჯრედების შემადგენლობაში. კომფორტული პირობებიდან გადახრა იწვევს მაოდორირებელი ნივთიერებების გარემოში გამოყოფას და, სავარაუდოდ, ეს გამოყოფა სულაც არ ხდება უჯრედების კვდომისა და დაშლის შედეგად.
4. სინთეზისა და ქლოროფილის, ასევე მაოდორირებელი ნივთიერებების სტიმულირება ასევე შეიძლება მიმდინარეობდეს დროებითი დისკომფორტის პირობებში, როგორც ეს შეინიშნება ჩრდილოვანი ინკუბაციის პირობებში. ასეთი სტიმულირება იცვლება სინთეზის პროცესების აქტიური დათრგუნვით.

1.3.4 წყალმცენარეებისა და ციანობაქტერიების როლი წყალში სუნის წარმოქმნასა და გამოყოფაში

წყალი არის გარემოს განუყოფელი კომპონენტი ამ პლანეტაზე სიცოცხლის მდგრადობისთვის. სწრაფმა ურბანიზაციამ, ინდუსტრიალიზაციამ, გადაჭარბებულმა სასოფლო-სამეურნეო პრაქტიკამ და

საყოფაცხოვრებო წყლის მზარდმა მოხმარებამ გამოიწვია წყლის ხარისხის გაუარესება. უახლოეს მომავალში პროგნოზირებულია წყლის რესურსების მნიშვნელოვანი დეფიციტი წყლის ხარისხის სწრაფი ცვლილებებისა და სუფთა წყალზე მზარდი მოთხოვნის გამო. ვინაიდან მტკნარი წყლის 1%-ზე ნაკლები ხელმისაწვდომია ადამიანის გამოყენებისთვის, მისი სათანადო კონსერვაცია და მართვა აუცილებელია მდგრადი გამოყენებისთვის. ზედაპირული წყლების პროგრესულმა ევტროფიკაციამ და დაბინძურებამ გამოიწვია სუნის შემთხვევების მუდმივი ზრდა, რომლებიც დაკავშირებულია წყლის მიკროორგანიზმების აყვავებასთან სხვადასხვა წყლის გარემოში [1, 2]. მათში არსებული მიკროორგანიზმები აწარმოებენ სხვადასხვა ტერპენოიდებს, კაროტინოიდულ წარმოებულებს, გოგირდის ნაერთებს და სხვა აქროლად ორგანულ ნაერთებს წყალმცენარეებისა და ციანობაქტერიების მიერ, რომელთა უმეტესობამ შეიძლება ხელი შეუწყოს სუნის პრობლემებს [5, 6, 7]. აკვაკულტურა და მეთევზეობა ასევე განიცდის სუნის პრობლემებს, როგორცაა სხვადასხვა აქროლად ორგანულ ნაერთების არსებობა, როგორცაა გეოსმინი [9]. წყალმცენარეებიდან მიღებული ორგანული ნივთიერებები მოიცავს როგორც უჯრედშიდა, ისე უჯრედგარე ტიპებს, რომლებსაც შეუძლიათ გავლენა მოახდინონ წყლის ხარისხზე, განსაკუთრებით სადეზინფექციო ქვეპროდუქტების და სუნიანი ნაერთების წარმოქმნაზე. ეს პრობლემები საკმარისად რთულია, რომ გამოიწვიოს ღრმა სოციალურ-ეკონომიკური ეფექტი [15].

აქ ჩვენ გთავაზობთ მიმოხილვას წყალმცენარეებისა და ციანობაქტერიული სახეობებისგან მიღებული სუნის მრავალმხრივი ასპექტების შესახებ. ასეთი არასასურველი დამაბინძურებლების წარმოებამ შეიძლება სერიოზული საფრთხე შეუქმნას ადამიანის ჯანმრთელობას და გააუარესოს სასმელი წყლის ესთეტიკური ხარისხი. სხვა წყლის მიკროორგანიზმები, როგორცაა აქტინომიცეტები, ასევე შეუძლიათ წვლილი შეიტანონ სუნის წარმოქმნაში სხვადასხვა წყლის გარემოში;

თუმცა, ამ მიმოხილვაში აქცენტი ძირითადად წყალმცენარეებსა და ციანობაქტერიულ სახეობებზე გაკეთდა. ამ მიზნით, ჩვენ ვცდილობთ აღვწეროთ ძირითადი ფაქტორები, რომლებიც აკონტროლებენ სხვადასხვა სახის წყალმცენარეებსა და ციანო-ბაქტერიულ სუნს და მათ წარმოქმნას. ჩვენ ასევე განვიხილავთ ტექნიკურ მიდგომებს, რომლებიც საჭიროა წყალმცენარეებისა და ციანო-ბაქტერიული სუნის სათანადო მკურნალობისთვის, პოტენციური რისკების გათვალისწინებით, რომლებიც დაკავშირებულია აქროლად ორგანულ ნაერთების სახით გამოთავისუფლებულ მეტაბოლიტებთან.

1.3.5 წყალმცენარეებისა და ციანობაქტერიების სუნის სახეები

სუნთან დაკავშირებული პრობლემების უმეტესობა ანთროპოგენური ხასიათისაა, თუმცა ზოგიერთ ბუნებრივ მინერალურ მარილს (მაგ. სულფატები და წყალბადის სულფიდი) ასევე შეუძლია წვლილი შეიტანოს ასეთი კომპონენტების წარმოებაში. მანამდე მოხსენებული იყო, რომ 35000-ზე მეტი წყალმცენარეების სახეობა გამოიწვევდა წყლის სუნს, თუმცა ბევრი მათგანი ჯერ კიდევ არ არის დახასიათებული ადამიანის ჯანმრთელობაზე მათი ზემოქმედების თვალსაზრისით [15].

სუნის ტიპები განსხვავდება ქიმიის, ინტენსივობისა და წარმოების ნიმუშების მიხედვით სხვადასხვა ტაქსონებისთვის. აღინიშნა, რომ წყლის მიწოდებაში სუნის პრობლემები შეიძლება გამოწვეული იყოს წყალმცენარეებით. აქედან გამომდინარე, მნიშვნელოვანია ვისწავლოთ მეტი წყალმცენარეების სახეობების შესახებ, რომლებიც პასუხისმგებელი არიან სუნის ან აქროლადი ორგანული ნაერთების გამოყოფაზე.

ამ უსიამოვნო სუნის მოცილება ხდება წყლის გამწმენდ ნაგებობებში, რომლებიც ქვემოთ განიხილება.

1.4. წყლის გამწმენდი ნაგებობები

1.4.1. მტკნარი წყლის რესურსები

მტკნარი წყლის ძირითადი რესურსები სასმელი წყლის წარმოებასთან დაკავშირებით არის: მიწისქვეშა, მდინარის წყალი, ტბის წყალი და წყალსაცავის წყალი.

მიწისქვეშა წყლების შემადგენლობაზე გავლენას ახდენს ძირითადად გეოლოგიური ფონი. მასში დომინირებს კათიონები Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ და K^+ და ანიონები HCO^- , SO_4^{2-} და Cl^- .

წყაროს წყლის შემადგენლობა თავდაპირველად იგივეა, რაც მიწისქვეშა წყლების შემადგენლობა, საიდანაც იგი წარმოიქმნება, მაგრამ შემდეგ (როგორც ნაკადული ან მდინარე) ექვემდებარება ვრცელ ცვლილებებს ბუნებრივი და ანთროპოგენური წყაროების გამო, აგრეთვე ატმოსფეროსთან გაზის მიმოცვლის გამო. განსაკუთრებით ქალაქებში, მდინარეები იღებენ არაორგანულ და ორგანულ ნუვთიერებებით გამდიდრებულ ჩამდინარე წყლების მნიშვნელოვან რაოდენობას. ასევე, სასოფლო-სამეურნეო ტერიტორიებიდან ჩამონადენმა (სასუქები, პესტიციდები) და სხვა დიფუზური (არაწერტილოვანი) წყაროებიდან შემომავალმა ნივთიერებებმა შეიძლება ხელი შეუწყოს მდინარეების და ტბების დაბინძურებას.

მდინარეებს აქვთ ბიოლოგიური თვითგამწმენდი თვისება, ძირითადად დაფუძნებული მიკროორგანიზმების მიერ ორგანული წყლის კომპონენტების ჟანგვითი დეგრადაციის საფუძველზე. ეს დაჟანგვის პროცესები საჭიროებს ჟანგბადის ადეკვატურ მიწოდებას. მიუხედავად იმისა, რომ ატმოსფეროდან ჟანგბადის შეწოვა მდინარეების მიერ ხორციელდება წყლის ტურბულენტობის გამო, გადაჭარბებულმა ორგანულმა დატვირთვამ შეიძლება გაზარდოს ჟანგბადის შემცირების რისკი და წყლის ხარისხის დაქვეითება. მდინარეებსა და ტბებში ნალექები მოქმედებს როგორც დამაბინძურებლების ჩამატება, მაგალითად, მძიმე ლითონების.

ხშირად, ანთროპოგენური დამაბინძურებლების კონცენტრაცია ძალიან მაღალია მდინარის წყლის პირდაპირი გამოყენებისთვის, როგორც სასმელი წყლის მიწოდების წყარო. ასეთ შემთხვევებში, მდინარის ნაპირის ფილტრატი, მოპოვებული ჭაბურღილებიდან, რომლებიც მდებარეობს მდინარის ნაპირიდან გარკვეულ მანძილზე, შეიძლება გამოყენებულ იქნას როგორც ნედლი წყლის წყარო. მდინარის წყლის მიწისქვეშა ტრანსპორტირებისას მდინარიდან ამოდების ჭაბურღილამდე, დამაბინძურებლები გარკვეულწილად აღმოიფხვრება ფილტრაციის, ბიოდეგრადაციის და სორბციის პროცესებით.

შეტბორებული წყლის ობიექტებზე ძლიერ გავლენას ახდენს ბიოლოგიური პროცესები და ზომიერ განედებში, აგრეთვე გავლენას ახდენს წყლის სიმკვრივის ანომალიის შედეგად გამოწვეული სტაგნაციისა და ცირკულაციის ფაზების ცვლილება. ზაფხულისა და ზამთრის სტაგნაციის პერიოდებისთვის დამახასიათებელია ვერტიკალური კონცენტრაციის პროფილები. ამის საპირისპიროდ, გაზაფხულზე და შემოდგომაზე მიმოქცევა იწვევს გახსნილი ნივთიერებების ერთგვაროვან განაწილებას.

ზაფხულის სტაგნაციის პერიოდში, წყლის ზედა ფენებში (ეპილიმნიონი) დომინირებს ბიომასისა და ჟანგბადის ფოტოსინთეზური წარმოება არაორგანული ნივთიერებებისგან (წყალი, ნახშირორჟანგი, ნიტრატი, ფოსფატი). თუმცა, გახსნილი ჟანგბადი არ შეიძლება გადავიდეს ღრმა წყლის ფენებში (ჰიპოლიმნიონი), სადაც ტემპერატურა და სიმკვრივე მკვეთრად იცვლება (თერმოკლინი, მეტალიმნიონი). ხოლო მკვდარი ბიომასის ნაწილაკები ტბის ფსკერზე დალექვის გზით ტრანსპორტირდება. ბიომასის შემდგომი მიკრობული მინერალიზაციის დროს, მისი წარმოების საპირისპიროდ, ორგანული ნივთიერებები კვლავ გარდაიქმნება არაორგანულ ნაერთებად, რაც დაკავშირებულია ტბის ქვედა ფენებში გახსნილი ჟანგბადის დაქვეითებასთან.

რეზერვუარები, რომლებიც განკუთვნილია სასმელი წყლის მიწოდებისთვის, ჩვეულებრივ კარგად არის დაცული ანთროპოგენური წყაროებისგან მათი მდებარეობის ან/და სასმელი წყლის დაცვის ზონების გამო. თუმცა, წყალსაცავის წყლების ზოგიერთი ბუნებრივი კომპონენტი ასევე შეიძლება იყოს პრობლემური სასმელი წყლის წარმოებასთან დაკავშირებით, მაგალითად, ჰუმუსური ნივთიერებები, შემცირებული რკინისა და მანგანუმის იონები, ბაქტერიების მიერ წარმოქმნილი გემოს და სუნის განმაპირობებელი ნივთიერებები და ციანობაქტერიებისგან გამოთავისუფლებული ციანოტოქსინები (ადრე მოიხსენიება როგორც ლურჯი-მწვანე წყალმცენარეები).

წყლის კომპონენტები, რომლებიც გვხვდება სხვადასხვა წყლის რესურსებში, შეიძლება დაიყოს ოთხ ჯგუფად: მიკროორგანიზმები, აბიოტური ნაწილაკები, გახსნილი არაორგანული ნივთიერებები და გახსნილი ორგანული ნივთიერებები.

1.4.2. წყლის ყველაზე მნიშვნელოვანი გამწმენდი პროცესების მოკლე დახასიათება

ქვემოთ იქნება დახასიათებული წყლის დამუშავების ყველაზე მნიშვნელოვანი პროცესები მათი პრინციპებისა და ეფექტის მიხედვით.

მდინარის ნაპირის ფილტრაცია და ინფილტრაცია იყენებს ბუნებრივ პროცესებს მიწისქვეშა წყლის ტრანსპორტირებისას ნედლი წყლის ხარისხის გასაუმჯობესებლად შერევით, ფილტრაციით, ბიოდეგრადირებით და სორბციით. კერძოდ, შორდება ნაწილაკები და გახსნილი ორგანული ნივთიერებები. ნაპირის ფილტრაცია ჩვეულებრივ გამოიყენება იმ შემთხვევებში, როდესაც დაბინძურებული მდინარის წყალი ემსახურება როგორც ნედლი წყლის წყარო სასმელი წყლის წარმოებისთვის. ზედაპირული წყლების ინფილტრაცია გამოიყენება მიწისქვეშა წყლების შესავსებად და ზოგჯერ გამოიყენება ნაპირის ფილტრაციასთან ერთად. ინფილტრაციის დროს პროცესები იგივეა, რაც მდინარის ნაპირის ფილტრაციისას [23].

ფილტრაციის პროცესები გამოიყენება მყარი ნაწილაკების მოსაშორებლად, რომლებიც იმყოფება ნედლ წყალში ან წარმოიქმნება სხვა დამუშავების პროცესების დროს (მაგ., დარბილება/დემანგანიზაცია). ქვიშა და ხრეში არის ტიპური ფილტრის მედია. ნელი ქვიშის ფილტრებში ასევე ხდება ბიოლოგიური პროცესები, რომლებიც ამცირებენ წყლის ორგანული კომპონენტების შემცველობას [24].

დალექვა ასევე შეიძლება გამოყენებულ იქნას ნაწილაკების მოსაშორებლად. ვინაიდან დალექვის საჭირო დრო ძლიერ არის დამოკიდებული ნაწილაკების ზომაზე, დალექვა განსაკუთრებით გამოიყენება უფრო დიდი ნაწილაკებისთვის.

კოაგულაცია და ფლოკულაცია არის ქიმიური პროცესები, რომლებიც იწვევს კოლოიდების და მცირე მყარი ნაწილაკების ზომის ზრდას სხვადასხვა მექანიზმით (კოლოიდური ხსნარის დესტაბილიზაცია, ნაწილაკების აგრეგაცია). ამ პროცესების დასაწყებად წყალს უნდა დაემატოს არაორგანული კოაგულანტები (ალუმინის ან რკინის მარილები) და ორგანული პოლიმერული ფლოკულანტები. კოაგულაცია /ფლოკულაცია გამოიყენება როგორც წინასწარი დამუშავების საფეხური შემდგომი ფილტრაციის ან დალექვის საფეხურის ეფექტურობის გასაუმჯობესებლად [28, 29].

მემბრანული პროცესები მიკროფილტრაცია და ულტრაფილტრაცია, რომლებსაც შეუძლიათ ნაწილაკების ამოღება, არის ჩვეულებრივი ფილტრაციის ან დალექვის ტექნიკის თანამედროვე ალტერნატივები.

გაზ-სითხის გაცვლის პროცესები გამოიყენება სხვადასხვა მიზნებისათვის. ისინი შემდგომში შეიძლება დაიყოს შთანთქმის და დესორბციის პროცესებად, სადაც აბსორბცია არის აირების შეყვანა წყლოვან ფაზაში და დესორბცია არის გახსნილი აირების (ან აქროლადი ნივთიერებების) მოცილება წყლის ფაზიდან. ჰაერის (აერაცია) ან ოზონის შეყვანა წყალში შთანთქმის გზით აუცილებელია დაჟანგვის პროცესებისთვის (მაგ., დარბილება/დემანგანიზაცია, ორგანული წყლის კომპონენტების

დაჟანგვა), ხოლო აირები ქლორი ან ქლორის დიოქსიდი შეჰყავთ სადებინფექციო საშუალებებად. ჰაერი ასევე შეიძლება გამოყენებულ იქნას, როგორც გამწმენდი აირი წყლიდან გახსნილი გაზების ან აქროლადი ნივთიერებების მოსაშორებლად (მაგ. CO₂, H₂S, CH₄ და აქროლადი ორგანული ნაერთები).

დეაციდიფიკაციის მიზანია კოროზიული ნახშირორჟანგის ჰარბი კონცენტრაციის მოცილება და ნახშირბადის წონასწორობის მიღწევა. ეს შეიძლება გაკეთდეს მექანიკურად ჰაერით ან ქიმიურად CO₂-ის წყალბად-კარბონატად გარდაქმნით ჰიდროქსიდების ან კარბონატების საშუალებით.

დარბილება მოიცავს ყველა ზომას, რომელიც გამოიყენება წყლის სიხისტის შესამცირებლად, სადაც აქცენტი შეიძლება გაკეთდეს მთლიან სიხისტეზე (Ca²⁺ და Mg²⁺).

კარბონატული სიხისტე არის მთლიანი სიხისტის ნაწილი, რომელიც უდრის წყალბადის კარბონატის კონცენტრაციას. ხშირად, კარბონატის სიხისტის შემცირება (ასევე მოხსენიებული, როგორც დეკალიზაცია) არის მთავარი მიზანი, რადგან კარბონატის სიხისტე პასუხისმგებელია წყლის გაცხელების დროს ნალექის წარმოქმნაზე (კალციუმის კარბონატის დალექვა). სიხისტის შესამცირებლად შეიძლება გამოყენებულ იქნას მრავალი განსხვავებული დამუშავების ტექნიკა, კერძოდ, ქიმიური დალექვა (მაგ., ჰიდროქსიდებით), იონური გაცვლა ან მემბრანული პროცესები (ნანოფილტრაცია).

დარბილების და დემანგანიზაციის მიზანია გახსნილი რკინისა და მანგანუმის (Fe²⁺, Mn²⁺) მოცილება, რომლებიც წარმოიქმნება მიწისქვეშა წყლებში, მაგრამ ზოგჯერ წყალსაცავის წყლებშიც (მაგ., სტაგნაციის პერიოდში). იონები უნდა მოცილებულ იქნეს, რადგან ისინი ქმნიან ფერად ნალექებს (Fe(OH)₃, MnO₂), თუ წყლის ჟანგვა-აღდგენის ინტენსივობა, ანუ რედოქს პოტენციალი იზრდება, შეყავთ ჰაერი [30, 31, 32].

ვინაიდან წყალსატევებში ან გამანაწილებელ სისტემაში უკონტროლო დაჟანგვა არასასურველია, ეს დაჟანგვა ფილტრაციასთან

ერთად უნდა განხორციელდეს კონტროლირებად პირობებში სასმელი წყლის დამუშავებისას. უმეტეს შემთხვევაში, ჰაერი გამოიყენება როგორც ოქსიდანტი. არახელსაყრელ პირობებში, შეიძლება იყოს გამოყენებული ოზონი.

იონების გაცვლის პროცესები გამოიყენება არასასურველი იონების მოსაშორებლად, მაგალითად, სიხისტის გამომწვევი იონები, ნიტრატები ან მძიმე ლითონის იონები. იონური გაცვლისას, მყარი გამცვლელი მასალა (იონგამცვლელი ფისი) აკავშირებს არასასურველ იონებს მის ფუნქციურ ჯგუფებზე (მაგ. H^+ , Na^+ , OH^-) ჩანაცვლებით. კათიონებისა და ანიონგამცვლელ ფისების კომბინაცია ასევე შეიძლება გამოყენებულ იქნას მთლიანი მარილიანობის შესამცირებლად ქვენაკადის სრული დემინერალიზაციით დამუშავებული და დაუმუშავებელი წყლის შემდგომი შერევით.

იონები, ისევე როგორც დაშლილი ორგანული ნივთიერებები, ასევე შეიძლება ამოღებულ იქნეს მემბრანული პროცესების ნანოფილტრაციით და საპირისპირო ოსმოსით. ზემოაღნიშნული მემბრანული პროცესებისგან განსხვავებით, მიკროფილტრაცია და ულტრაფილტრაციის დროს გამოიყენება მკვრივი მემბრანები, რომლებსაც შეუძლიათ შეაჩერონ არა მხოლოდ მყარი, არამედ დაშლილი ნაწილაკებიც. ტიპური აპლიკაციებია დარბილება (ნანოფილტრაცია) და მტკნარი წყლის წყალქვეშა ნაკადების ან ზღვის წყლის (საპირისპირო ოსმოსი) გასუფთავება [33, 34, 35, 36].

ადსორბცია გააქტიურებული ნახშირბადით არის ეფექტური გამწმენდი პროცესი გახსნილი ორგანული ნივთიერებების მოსაშორებლად. მიუხედავად იმისა, რომ უმეტეს შემთხვევაში ორგანული ნივთიერებები სამიზნე ნაერთებია, ბუნებრივი ორგანული ნივთიერებები ყოველთვის პარალელურად შეიწოვება. ბუნებრივი ორგანული ნივთიერების ეს კონკურენტული ადსორბცია ამცირებს ნაერთების რაოდენობას, მაგრამ ასევე აქვს დადებითი ეფექტი, რადგან ადსორბცია ნიშნავს წინამორბედის შემცირებას დეზინფექციის ქვეპროდუქტების

წარმოქმნისთვის ქლორით დეზინფექციის დროს. გააქტიურებული ნახშირბადი გამოიყენება როგორც დაფხვნილი გააქტიურებული ნახშირბადი შლამის ადსორბერებში ან როგორც მარცვლოვანი გააქტიურებული ნახშირბადი ფიქსირებულ ადსორბერებში [37, 38, 39, 40, 41, 42, 43]. ადსორბციული პროცესები ასევე შეიძლება გამოყენებულ იქნას ზოგიერთი არაორგანული იონების მოსაშორებლად, როგორცაა დარიშხანის ნაერთები. ამ შემთხვევაში, გააქტიურებული ნახშირბადის ნაცვლად უნდა იქნას გამოყენებული სპეციალური ადსორბენტები (მაგ., მარცვლოვანი რკინის ჰიდროქსიდი).

ოზონით დაჟანგვა (ოზონაცია) ან რეაქტიული რადიკალებით დაჟანგვა (მოწინავე ჟანგვის პროცესები) გამოიყენება ორგანული ნივთიერებების მთლიანად ან ნაწილობრივ დაჟანგვის მიზნით. კერძოდ, ბუნებრივი ორგანული ნივთიერებები ხშირად მთლიანად არ იჟანგება, მაგრამ გარდაიქმნება უფრო მცირე და უფრო პოლარულ ნაერთებად, რაც სასარგებლოა შემდგომი პროცესების ეფექტურობისთვის (მაგ., ბიოდეგრადირება ქვიშის ფილტრებში ან ბიოლოგიურად აქტიურ ადსორბენტებში). ძლიერ ჟანგვითი რეაქტიული რადიკალები (მაგ. OH) ნაწილობრივ წარმოიქმნება ოზონისგან [44].

ოზონაციას შეიძლება წარმოიქმნას სპეციალური პროცესებით. დეზინფექცია, როგორც წესი, დამუშავების ბოლო ეტაპია სასმელი წყლის განაწილებამდე. მიზანია მიკრობიოლოგიურად უსაფრთხო წყლის წარმოება, რაც ნიშნავს, რომ მავნე მიკროორგანიზმები უნდა მოცილდეს ან ინაქტივირდეს. დეზინფექცია ხშირად ტარდება ქლორით, როგორც სადეზინფექციო საშუალება. ალტერნატიული სადეზინფექციო საშუალებებია ქლორის დიოქსიდი, ქლორამინი და ოზონი. ყველა ამ სადეზინფექციო საშუალების საერთო პრობლემა მდგომარეობს სადეზინფექციო ქვეპროდუქტების წარმოქმნაში, თუმცა წარმოქმნის მასშტაბი და სუბპროდუქტების სახეობები განსხვავებულია სხვადასხვა სადეზინფექციო საშუალებებისთვის და ასევე გავლენას ახდენს წყლის

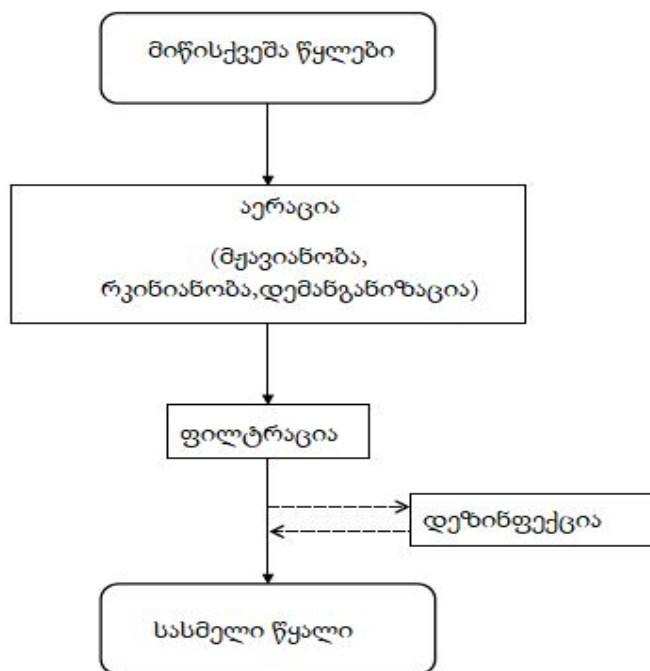
შემადგენლობაზე. ულტრაიისფერი გამოსხივება არის ალტერნატიული დეზინფექციის მეთოდი, რომელიც არ საჭიროებს ქიმიკატების დამატებას, მაგრამ არ აქვს დეპო ეფექტი. მემბრანული ფილტრაციის გამოყენება, კერძოდ ულტრაფილტრაცია, შემდგომი ალტერნატივაა [45, 46, 47, 48].

გამწმენდი პროცესების მაგალითები

როგორც უკვე აღვნიშნეთ, წყლის დამუშავების პროცესების ოპტიმალური კომბინაცია უნდა მოიცავდეს თითოეული ინდივიდუალური სიტუაციისთვის. შესაბამისად, აქ არ შეიძლება იყოს უნივერსალური დამუშავების სქემა. ამის ნაცვლად, წარმოდგენილია რამდენიმე შერჩეული მაგალითი ტიპური გამწმენდი სქემისათვის ნედლი წყლის სხვადასხვა წყაროების გათვალისწინებით.

როგორც წესი, სქემები აჩვენებს მხოლოდ მინიმალურ კონფიგურაციას, რომელიც დამახასიათებელია განხილული წყლის წყაროსთვის. ადგილობრივი მოთხოვნებიდან გამომდინარე, შესაძლოა საჭირო გახდეს დამუშავების პროცესების თანმიმდევრობის და/ან დამატებითი ეტაპების გამოყენება.

ნახაზი 1 გვიჩვენებს მიწისქვეშა წყლების დამუშავების მარტივ სქემას.



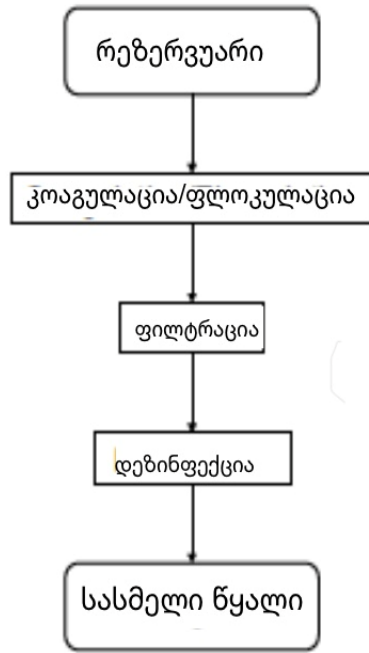
ნახ. 1 მიწისქვეშა წყლების დამუშავების მარტივი სქემა

მიწისქვეშა წყლები ხშირად შეიცავს ნახშირორჟანგის ჭარბ კონცენტრაციას, რომელიც წარმოიქმნება ნიადაგის ფენაში ბიოლოგიური პროცესების შედეგად და შემოდის გაჟონვის წყლის მეშვეობით. აქედან გამომდინარე, დეციდიფიკაციის პროცესი აუცილებელია ბევრ წყალსაწარმოებში, რომლებიც იყენებენ მიწისქვეშა წყლებს, როგორც ნედლი წყლის წყაროს. გარდა ამისა, შემცირების პირობები ხშირად გვხვდება მიწისქვეშა წყლებში [49, 50, 51].

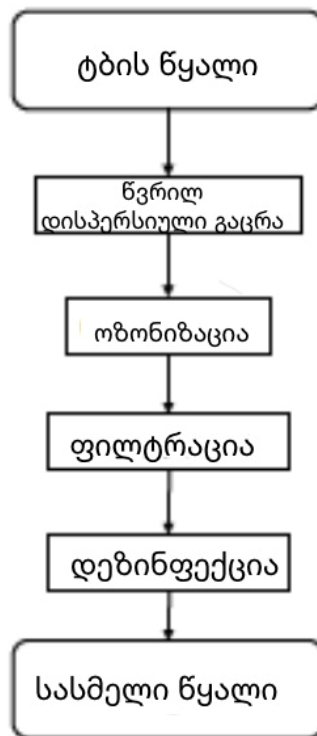
შედეგად, გახსნილი რკინა და მანგანუმი (როგორც Fe^{2+} და Mn^{2+}) ჩნდება ნედლეულ წყალში და უნდა მოცილებულ იქნას დარბილებისა და დემანგანიზაციის პროცესით. ამ დროს ასევე შეიძლება წარმოიშვას მეთანი და წყალბადის სულფიდი, რომლებიც შეიძლება მოცილდეს აერაციის გზით. ვინაიდან აერაცია ასევე აუცილებელია გაუთოებისა და დემანგანიზაციისთვის, ასევე CO_2 -ის მოსაშორებლად, აერაციას აქვს

ცენტრალური მნიშვნელობა მიწისქვეშა წყლების დამუშავებისთვის. აერაციის შემდეგ ფილტრაცია აუცილებელია დაჟანგული რკინისა და მანგანუმის სახეობების ($\text{Fe}(\text{OH})_3$ და MnO_2) მოსაშორებლად. ვინაიდან მიწისქვეშა წყლები, როგორც წესი, მაღალი მიკრობიოლოგიური ხარისხისაა, დეზინფექცია ხშირ შემთხვევაში შეიძლება განხორციელდეს. თუ საჭიროა, შეიძლება გამოყენებულ იქნას ულტრაიისფერი დეზინფექცია. შემდგომი დამუშავების შესაძლო ეტაპები შეიძლება იყოს დარბილება (ძალიან მყარი წყლის შემთხვევაში) ან pH-ის კორექტირება კირწყლით (რბილი და მჟავე წყლის შემთხვევაში).

წყალსაცავის წყალი ხშირად კარგი ხარისხისაა, განსაკუთრებით, თუ ის მოდის კარგად დაცული წყალსაცავებიდან, მაგალითად, მთიან რეგიონებში მდებარე კაშხლებიდან. ამ შემთხვევაში, ძირითადად ნაწილაკები და ბუნებრივი ორგანული ნივთიერებები უნდა მოცილდეს კოაგულაციის/ფლოკულაციისა და ფილტრაციის გზით. წყალსაცავის წყალი ზედაპირული წყალია და ამიტომ არ არის დაცული მიკროორგანიზმების შეღწევისგან. შესაბამისად, აუცილებელია საბოლოო დეზინფექცია. ნახაზი 2 გვიჩვენებს წყალსაცავის წყლის გამწმენდი სქემის მინიმალურ კონფიგურაციას.



ნახ. 2 წყალსაცავის წყლების დამუშავების სქემა

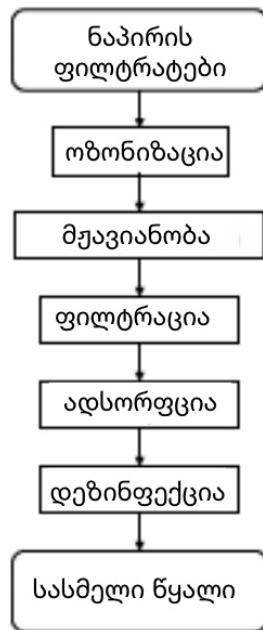


ნახ. 3 ტბის წყლის დამუშავების სქემა

დამუშავების შემდგომი ეტაპები, რომლებიც საჭიროების შემთხვევაში უნდა დაემატოს, არის მაგალითად ადსორბცია (ბიოგენური გემოსა და სუნის გამომწვევი ნაერთების მოსაშორებლად), pH-ის კორექტირება (ძალიან რბილი და მჟავე წყლის შემთხვევაში, როგორც ხშირად გვხვდება ტყეებში), და დარბილება და დემანგანიზაცია (დამოკიდებულია ჟანგვა-აღდგენის მდგომარეობაზე წყლის მოპოვების დონეზე). ნახაზი 3 გვიჩვენებს ტბის წყლის დამუშავების მაგალითს.

როგორც წყალსაცავის წყლის შემთხვევაში, განსაკუთრებული აქტუალურია ნაწილაკების მოცილება (ფილტრაციით), ორგანული ნივთიერებების მოცილება (ოზონაციით) და დეზინფექცია. ხშირად გამოიყენება ულტრაფილტრაცია ჩვეულებრივი ფილტრაციის ნაცვლად და გააქტიურებული ნახშირბადით ადსორბცია ოზონაციის ნაცვლად ან მის გარდა.

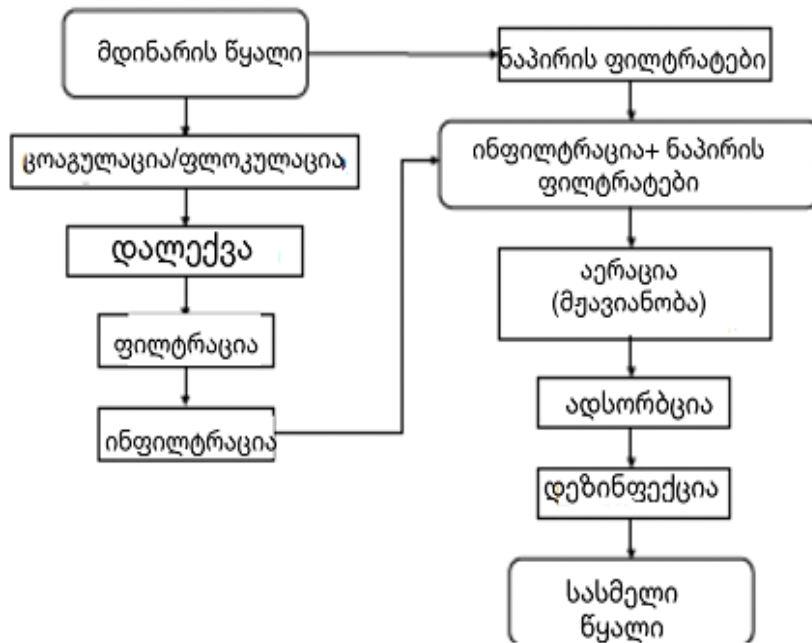
მდინარის წყლის მკვეთრად განსხვავებული შემადგენლობისა და ხარისხის გამო, გამწმენდი ტექნოლოგიები ასევე ძლიერ განსხვავებებს ავლენს. ნახაზები 1.13-დან 1.15-მდე მოცემულია რამდენიმე ტიპური მაგალითი. თუ მდინარის წყალი ძლიერ დაბინძურებულია და



ნახ. 4 მდინარის ნაპირის ფილტრატის დამუშავება

ჰიდროგეოლოგიური პირობები აკმაყოფილებს მოთხოვნებს (ქვედაპირის გამტარიანობა), რეკომენდირებულია ბუნებრივი წინასწარი დამუშავება მდინარის ნაპირის ფილტრაციით და/ან ინფილტრაციით, რათა გაადვილდეს შემდგომი ტექნოლოგიური დამუშავება. ნახაზი 4 გვიჩვენებს მდინარის ნაპირის ფილტრატის მარტივ სქემას.

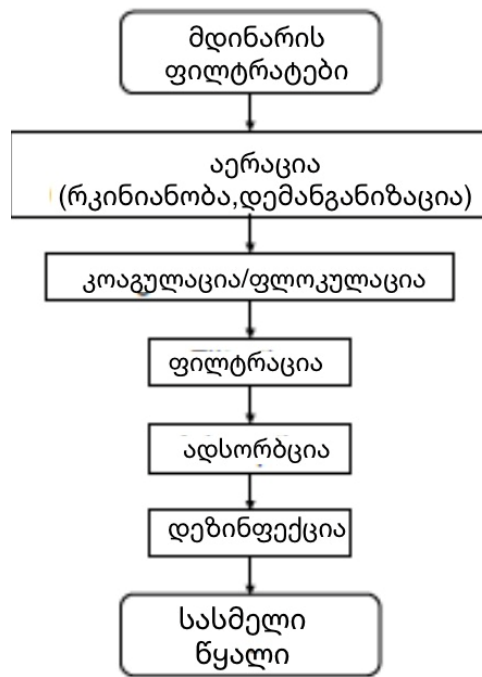
დეციდიფიკაცია ზოგადად საჭიროა, რადგან ნაპირის ფილტრატი ხშირად შეიცავს CO₂-ის ჭარბ კონცენტრაციას მიწისქვეშა ტრანსპორტის დროს ბიოლოგიური პროცესების გამო ან CO₂-ით მდიდარ მიწისქვეშა წყლებთან შერევის გამო. ვინაიდან უმეტეს შემთხვევაში მდინარის ნაპირის ფილტრაციას არ შეუძლია მთლიანად ამოიღოს ყველა ორგანული ნივთიერება ბიოდეგრადირებით და/ან სორბციით, გამწმენდი სქემა, როგორც წესი, მოიცავს დამატებით ადსორბციის და/ან ოზონაციის საფეხურს. ყველა შემთხვევაში, როდესაც მდინარის წყალი ან მდინარის ნაპირის ფილტრატი გამოიყენება სასმელი წყლის წარმოებისთვის, ქლორის ან ქლორის დიოქსიდით ეფექტური დეზინფექცია აუცილებელია.



ნახ. 5 ნაპირის ფილტრატის და ინფილტრატის დამუშავების სქემა

ზოგჯერ, ნაპირის ფილტრაცია და ინფილტრაცია გაერთიანებულია, როგორც ნაჩვენებია ნახაზზე 5 ნაწილაკების მოცილების კონკრეტული ნაბიჯი ინფილტრაციამდე მიზანშეწონილია, რათა თავიდან ავიცილოთ ინფილტრაციის გზის ფილტრაციის შესაძლებლობების ძალიან სწრაფად ამოწურვა.

თუ წყლის ჟანგვა-აღდგენითი მდგომარეობა იცვლება მაგალითად, ბიოდეგრადაციის პროცესების შედეგად ჟანგბადის ძლიერი მოხმარების შედეგად, რკინა და მანგანუმი მობილიზებულია და უნდა მოიხსნას დარბილებისა და დემანგანიზაციის გზით (ნახ. 6).



ნახ. 6 მდინარის ნაპირის ფილტრატის დამუშავება რკინისა და მანგანუმის სახეობების შემცირებული შემცველობით

შემდეგ თავში განხილულია ჩვენს მიერ ჩატარებული კვლევები და მათი შედეგები.

თავი 2. კვლევის შედეგები

2.1. თბილისის წყალსაცავი (თბილისის ზღვა) – ქალაქ თბილისის

მოსახლეობის წყალმომარაგების ერთ-ერთი წყარო

თბილისის წყალსაცავი, სამგორის წყალსაცავი „თბილისის ზღვა“ მდებარეობს ქალაქ თბილისის ჩრდილო-აღმოსავლეთით, ივრის ზეგანზე. წარმოქმნილია მლაშე ტბების — კუკიის, ავლაზრის და ილგუნიაანის ადგილას. განლაგებულია ჩრდილო-დასავლეთიდან სამხრეთ-აღმოსავლეთისაკენ. დაარსებულია 1953 წელს. [17, 18] სამხრეთ-აღმოსავლეთისკენ ვიწროა, ხოლო ჩრდილო-დასავლეთ ნაწილში განიერია. მისი ფართობი შეადგენს 11,6 კმ²-ს. მისი სიგრძე შეადგენს 8,75 კმ ხოლო უდიდესი სიგანე 1,85 კმ-ს. წყლის საერთო მოცულობაა 308 მლნ. მ³. უდიდესი სიღრმე შეადგენს 45 მ-ს. საშუალო სიღრმეა 26,6 მ. მისი დონე გაზაფხულზე მატულობს, ზაფხულსა და შემოდგომაზე, კლებულობს 7-10 მ-ით სარწყავად წყლის ინტენსიური გამოყენების გამო.



ნახ. 7 თბილისის წყალსაცავი

ნაპირთან წყლის ზედაპირის ფენის საშუალო ტემპერატურა მერყეობს. საშუალო ტემპერატურა იანვარ-თებერვალში 3,7°C შეადგენს, ხოლო აგვისტოში – 21,6°C-მდე ტემპერატურის მაქსიმუმია 26,2°C. უმეტეს

შემთხვევაში წყალსაცავზე ჰომოთერმიაა დამყარებული. ზოგჯერ წყნარ ამინდში ზამთრობით, სუსტად გამოსახული შებრუნებული ტემპერატურული სტრაფიკაცია, ზაფხულობით კი — კარგად გამოსახული პირდაპირი სტრატიფიკაცია. წყლის ტემპერატურა წლის სხვადასხვა დროს წყალსაცავში საკმაოდ დიდი რყევით ხასიათდება. მართალია, ზამთარში წყალსაცავზე ყინულსაფარი არ ჩნდება, მაგრამ სანაპირო ანუ თავთხელი ზოლი მაინც იყინება [17, 18].

რელიეფი გორაკ-ბორცვიანია. ყინულის საფარი წყალსაცავზე არ ჩნდება, ცივ ზამთარში წარმოიქმნება თავთხელი ზოლი. ხშირი ქარის გამო დამახასიათებელია ღელვა. მისი მინერალიზაციაა 300-500 მგ/ლ. იგი ოლიგოტროფულ წყალსატევს მიეკუთვნება. ივდება მდინარე ივრის წყლით, რომელიც სამგორის სარწყავი სისტემის ზემო მაგისტრალური არხით ჩადის. მის წყალს იყენებენ თბილისის წყალმომარაგებისათვის, სარწყავად, წყლის სპორტისათვის და თევზის სარეწად. სამგორის სარწყავი სისტემის ქვემო მაგისტრალური არხით და ღრმალელის მაგისტრალური არხით წყალსაცავიდან წყალი გადის.

2007 წელს აღდგა და გაფართოვდა დიდგორის საცდელ-საჩვენებელი სატყეო მეურნეობის, მცხეთის თიანეთის, და საგარეჯოს სატყეო მეურნეობების, ტყის ფონდის მიწების ნაწილისა და საგურამოს სახელმწიფო ნაკრძალის ხარჯზე. 1975 წელს დაარსდა თბილისის ეროვნული პარკი, რომელსაც დედაქალაქის ფილტვებს უწოდებენ. პარკის დანიშნულებაა აღმოსავლეთ საქართველოს ცენტრალურ ნაწილში სხვადასხვა სახეობის მცენარეებისა და ამ ტერიტორიის ეკოსისტემების დაცვა, ლანდშაფტური და ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შენარჩუნება, ეკოლოგიური უსაფრთხოება ეკოტურისტული და რეკრეაციულიდა საგანმანათლებლო საქმიანობის განვითარება. თბილისის დაცული ტერიტორიების სიაში შედიოდა 1956 წელს თბილისის წყალსაცავის მიმდებარე ტერიტორიაზე გაშენებული დენდროლოგიური პარკიც, რომელიც 300 ჰექტარს მოიცავს. პარკი მდიდარია სამკურნალო

მცენარეებით, აქვს სანერგე და სასათბურე მეურნეობა. 2006 წლიდან თბილისის ზღვის სატყეოს კვარტლები და დენდროლოგიური პარკის ტერიტორია ეკონომიკისა და მდგრადი განვითარების სამინისტროს განკარგვაში გადავიდა.

თბილისის ზღვა საქართველოს დედაქალაქის მნიშვნელოვანი რეკრეაციული ობიექტია; აშენდა იახტკლუბი, მოქმედებს აკვაპარკი ჯინო პერედაისი, ღია და დახურული აუზებით, ატრაქციონებითა და ველნეს ცენტრით. თბილისის ზღვის ვარკეთილის მხარეს დგას 50-იან წლებში აღმართული ორი ობელისკი, რომელიც წყალსაცავის გახსნას უკავშირდება.

ჟინვალის კაშხლის ქვედა ბიეფში ბოდორნას საბუფერო აუზიდან 42 კმ-იანი გვირაბის საშუალებით წყლის გარკვეული ნაწილი მიედინება თბილისის წყალსაცავში. საიდანაც მიეწოდება ღრმაღელის და სამგორის სათავე ნაგებობებს და უზრუნველყოფს თბილისის მოსახლეობის წყალმომარაგებას.

ღრმარელეს სათავე ნაგებობის წარმადობაა 5.0 მ³/წმ და იგი აჟინვალის კომპლექსის შემადგენელი ნაწილია. მის ტერიტორიაზე განთავსებულია ოთხი რეზერვუარი.

საფილტრე სადგურში ხდება კოაგულაციის და ქლორირების პროცესები. აქვე ხდება ნედლი წყლის მრავალჯერადი ფილტრაცია და ქლორით დეზინფექცია. სასმელი წყალი მიეწოდება თბილისს ღრმაღელეს სათავე ნაგებობიდან თვითდინებით. სათავე ნაგებობა მოქმედებს 1985 წლიდან. იგი ასევე აღჭურვილია ქიმიურ-მიკრობიოლოგიური ლაბორატორია.

სამგორის სათავე ნაგებობის ფართობი 3000 მ²-ს შეადგენს. მისი წარმადობ - 5.0 მ³/წმ-ში. მის ტერიტორიაზე განთავსებულია ორმოცდაათი ფილტრი, ექვსი მიწისქვეშა რეზერვუარი და სამი სატუმბო სადგური. კოაგულირების და ქლორირების სისტემები განლაგებულია საფილტრე სადგურში. სამგორის წყალსადენი შეიქმნა 1957 წელს. საქ ხდება

ბუნებრივი წყლის დამუშავება-ფილტრაცია, რის შემდეგაც ხდება მისი ქლორირებით დეზინფექცია.

სამგორის სათავე ნაგებობაზე წყლის ხარისხის კონტროლის მიზნით ფუნქციონირებს ქიმიური ლაბორატორია.

2.1.1. თბილისის წყალსაცავის (თბილისის ზღვის) ეკოლოგიური მდგომარეობის შესახებ

ორმოცდაათიან წლებში შეიქმნა სარწყავი სისტემა ირიგაციული და კომპლექსური გამოყენების დანიშნულებისთვის. მდ. იორიდან ზემო სამგორის სარწყავი სისტემის ზემო მაგისტრალური არხით სიონის წყალსაცავიდან მიეწოდება წყალი, სასმელ-სამეურნეო მიზნებისთვის. თბილისის წყალსაცავი აგრეთვე ქვემო ქართლის მიწების მოსარწყავად გამოიყენება.

იმისდა მიუხედავად, რომ სასმელ წყალს იღებს დედაქალაქის ზოგიერთი დიდი რაიონი თბილისის წყალსაცავიდან, სანიტარიული ზონები მასზე არ არის შემოსაზღვრული, ასევე არ არის გათვალისწინებული წყალსაცავის წყალდაცვით ზონებში წყლის დაცვითი ღონისძიებები.

ხშირად, როდესაც ჩამორეკილი ნახირი ახლო მდებარე სოფლებიდან წყალსაცავს იყენებს დასარწყულებად, რის გამო პირუტყვები ჩადიან წყალში და აბინძურებენ წყალსაცავს. ბოლო წლებში მდგომარეობას ამძიმებს მიმდებარე ტერიტორიაზე არსებულ მაცხოვრებელთა მიერ შეტბორვის ზონაში დათესილი ყანების მორწყვა კანალიზაციის დაზიანებული მილებიდან გამოსული ფეკალური წყლები, რომლებიც ყოველგვარი გაწმენდის გარეშე ხვდება წყალსაცავში, ასევე მიმდებარე ტერიტორიის მოსახლეობის მიერ დაყრილი საყოფაცხოვრებო, სამშენებლო, პირადი ჰიგიენის და სხვა სახის ნარჩენები. ყოველივე ზემოთ აღნიშნულის გამო წყალსაცავის აკვატორიაში დაიწყო წყალმცენარეების ინტენსიური ზრდა-განვითარება, რომლებიც გვხვდება პლაჟის ზონაში 20-30 სანტიმეტრის სიღრმეზე. ბოლო დროს. ცნობილია, რომ ნებისმიერ

წყალსატევში წყალმცენარეების განვითარება ეუთროფიკაციის პროცესის დასაწყისია, რომლის დროს წყალში არსებული ჟანგბადის დიდი ნაწილი შთაინთქმება წყალმცენარეების მიერ, საჭირო რაოდენობის ჟანგბადს ვეღარ იღებს იქტოფუნა და წყლის სხვა ბინადარნი. იწყება მათი დაღუპვის გარდაუვალი პროცესი, რაც წყალმცენარეების განვითარებასთან ერთად იწვევს წყალსატევში ტოქსიკური ნივთიერებების შემცველობის ზრდას. ეს უკნასკნელნი კი მეტად საშიშია ადამიანის ჯანმრთელობისთვის, ვინაიდან წყალმცენარეებით მდიდარი წყლის მოხვედრა ადამიანის ორგანიზმში იწვევს კუჭ-ნაწლავების, სასუნთქი ორგანოებისა და თვალების სერიოზულ დაავადებას მეტად არასასურველი შედეგების განვითარებით.



ნახ. 8 წყალმცენარეები თბილისის ზღვაში

თუ გავითვალისწინებთ, რომ თბილისის წყალსაცავიდან სასმელ წყალს იღებს თბილისის მოსახლეობის დიდი ნაწილი და იგი წარმოადგენს დედაქალაქის ერთ-ერთ დასასვენებელ ადგილს, აუცილებელ პირობად

მიგვაჩნია მნიშვნელოვანი ღონისძიებების გატარება თბილისის წყალსაცავის ეკოლოგიური მდგომარეობის გაუმჯობესების მიზნით [19].

2.2. თბილისის წყალსაცავში სეზონურად წყალში უსიამოვნო სუნის წარმოქმნის წყაროები

2.2.1 სუნის გაზომვის მეთოდოლოგია

სუნის ინტენსივობის განსაზღვრა ხდება ორგანოლექტურად. ქვემოთ მოყვანილ ცხრილში მოცემულია სუნის ინტენსივობის განსაზღვრის შკალა

ცხრ. 9 სუნის ინტენსივობის განსაზღვრის შკალა

| სუნის ინტენსივობა | დახასიათება | ინტენსივობის შეფასება |
|-------------------|---|-----------------------|
| არ არის | სუნი არ იგრძნობა | 0 |
| ძალიან | ძალიან სუსტი სუნი | 1 |
| სუსტი | სუნი სუსტია და არ იწვევს უსიამოვნო შეგრძნებას | 2 |
| შესამჩნევი | სუნი შესამჩნევია და იწვევს უსიამოვნო შეგრძნებას | 3 |
| მკვეთრი | სუნი მკვეთრია იწვევს უსიამოვნო შეგრძნებას და | 4 |
| ძლიერი | სუნი იმდენად ძლიერია, რომ სასმელად გამოუსადეგარია | 5 |

2.2.2. წყლის სინჯების აღების მეთოდოლოგია

წყლის აინჯების აღება ხორციელდებოდა საქართველოს მთავრობის დადგენილების „წყლის სინჯის აღების სანიტარული წესების შესახებ“ ტექნიკური რეგლამენტის მიხედვით [20].

2.5. თბილისის წყალსაცავში უსიამოვნო სუნის წარმოქმნის სეზონის დადგენა

2.5.1. თბილისის ზოგიერთ რაიონში სასმელ წყალში არასასიამოვნო სუნის წარმოქმნის პერიოდულობა

სასმელი წყლის მისი სიწმინდის, გემოსა და სუნის თვალსაზრისით არის მომხმარებლის ერთადერთი პირდაპირი მაჩვენებელი წყლის ხარისხის შესახებ. ამ მიზეზით, როგორც მომწოდებლები, ასევე მომხმარებლები დიდ ყურადღებას აქცევენ სასმელი წყლის ამ ორგანოლექტიკურ თვისებებს [4, 5, 6, 7, 8]. ზედაპირული წყლების მომარაგებისთვის, ქლორის დეზინფექციისა და კოაგულანტის დამხმარე ფილტრაციის წყლის პირველადი დამუშავების პროცესები ზოგადად იძლევა კარგ გამჭვირვალებას და პათოგენური ორგანიზმების გარეშე [10]. გემოსა და სუნის ნაერთების დამუშავებაა და მოცილება შეიძლება იყოს უფრო რთული.

ამ აქროლადი ორგანული ნაერთების იდენტიფიკაცია, რაოდენობა და დამუშავება მნიშვნელოვანია წყლის გამწმენდი ინდუსტრიისთვის [21, 22, 23]. გემოსა და სუნის ნაერთების წყაროებისა და შემადგენლობის სპეციფიკური ცოდნა საჭიროა კომუნალური ოპერატორებისათვის, რათა შეინარჩუნონ საზოგადოების ნდობა მუნიციპალური სასმელი წყლის მარაგის უსაფრთხოებაში. სასმელი წყლის გემოსა და სუნის პრობლემები ფართოდ არის გავრცელებული. გემოსა და სუნის პრობლემა წარმოადგენს მომხმარებელთა საჩივრების ყველაზე დიდ კლასს წყალმომარაგებისთვის.

იმის დასადასტურებლად, რომ წყალმცენარეების აყვავება არის გემოსა და სუნის მოვლენის წყარო, რამდენიმე კრიტერიუმი უნდა დაკმაყოფილდეს. საჭიროა როგორც ორგანიზმის, ასევე სუნის ეკოლოგიური მტკიცებულება. იზოლაციის შემდეგ, ორგანიზმი უნდა შეაფასოს იმის შესამოწმებლად, რომ ის აწარმოებს იმავე სუნს, რაც გარემოში დაფიქსირდა. საბოლოოდ, საჭიროა სუნის ნაერთის ქიმიური იდენტი-

ფიკაცია. ყველა ამ ასპექტის გარეშე, წყალმცენარეებთან დაკავშირებული სუნის მტკიცებულება არის გარემოებითი და არა საბოლოო.

სასმელ წყალში არასასიამოვნო სუნის წარმოშობა საკმაოდ გავრცელებული პრობლემაა [6]. ჩვეულებრივ, ყველაზე პრობლემური სუნი არის ისეთი, როგორცაა უსიამოვნო, შმორის, თევზის ან ლპობის. სუნის კონტროლი მსოფლიოში სასმელი წყლის მომწოდებლების მნიშვნელოვანი საკითხი გახდა. დღეს, მომხმარებელთა პრეტენზიების უმეტესობა, რომლებიც წყალმომარაგებას ეხება, დაკავშირებულია სასმელი წყლის ცუდ გემოსა ან სუნს.

სუნისა და გემოს პრობლემა წყალში როგორც წესი დადგენილია. სუნის და გემოს წარმომქნელი ნაერთების დიდი ნაწილი, რომლებიც აღწერილია ლიტერატურაში, წარმოქმნილია ზედაპირულ წყლებში და ეს ნაერთები, როგორც წესი, იწარმოება ფიტოპლანქტონით და წარმოადგენს სეზონურ მოვლენას [26-33].

იმის გამო, რომ ზედაპირულ წყალში ბიომასის ზრდა დაკავშირებულია წყალსატევში ჩაღვრილი სასუქების რაოდენობით, მუნიციპალური და სამრეწველო ნარჩენების წყლებით, ისევე როგორც სასოფლო-სამეურნეო ნარჩენებით, ეს ყველაფერი დიდწილად გავლენას ახდენს ფიტოპლანქტონის ზრდაზე. როგორც წესი, ყველაზე მაღალი კონცენტრაციები, რომლებმაც შეიძლება მიაღწიონ რამდენიმე ასეულ ნანოგრამას ერთ ლიტრზე ან თუნდაც 1 მკგ ლიტრზე მეტწილად წყალსატევებში ზაფხულში გვხვდება. დაახლოებით 200-ზე მეტი ნივთიერება არის ნაპოვნი, რომლებიც იწვევს სხვადასხვა სახის სუნს წყალსატევებში.

ორგანული ნაერთები, რომლებიც, როგორც ფიქრობენ წყალში არასასიამოვნო სუნს წარმოქმნიან მოცემულია ქვემოთ მოყვანილ ცხრილში.

ცხრ. 10 არასასიამოვნო სუნის წარმომქნელი ნივთიერებები და მათი

წყარო:

| ნივთიერება | სუნი | წყარო |
|----------------------|----------|----------------------------|
| β-ციკლოციტრალი | უსიამოვნ | ციანობაქტერია |
| 2-ტრანს,4-ცის,7- | ხილის | მწვანე ალგა |
| დიმეტილ ტრისულფიდი | ლპობის | მწვანე ალგა |
| გეოსმინი | შმორის | ციანობაქტერია |
| ტრანს, ტრანს-2,4- | უსიამოვნ | მწვანე ალგა |
| 2-მეთილიზობორნოლი | შმორის | ციანობაქტერია |
| 1-პენტენ-3-ერთი | უსიამოვნ | მწვანე ალგა, ციანობაქტერია |
| 2,4,6-ტრიქლორანიზოლი | შმორის | ციანობაქტერია |
| ცის-3-ჰექსენ-1-ოლი | ლპობის | მწვანე ალგა, ციანობაქტერია |

ამ ნაერთების ფიზიოლოგიური როლი წყალმცენარეებში არ არის დადგენილი. ფიქრობენ, რომ ისინი წარმოადგენენ ფერომონებს. ეს ნივთიერებები წარმოიქმნებიან როგორც წყალმცენარეების მეტაბოლიტები და დაზიანებული უჯრედებიდან მოეფინებიან წყალსატევის ზედაპირს. წყალმცენარეების ბიოლოგიური აქტივობის შესაბამისად იზრდება წყლის სუნის ინტენსივობაც, რომელმაც საკმაოდ მაღალ მაჩვენებლებს შეიძლება მიაღწიოს.

2.5. არასასიამოვნო სუნის წარმოქმნა თბილისის ზღვიდან მიწოდებულ სასმელ წყალში

თბილისის ზღვა წარმოადგენს თბილისის წყალმომარაგების სისტემის ნაწილს, რომელშიც რიგ შემთხვევაში სასმელ წყალში დაფიქსირებული იყო უსიამოვნო სუნი იმ რაიონებში, რომელიც მარაგდება ამ წყალსატევიდან.

ჩვენ დავინტერესდით ამ საკითხთან დაკავშირებულ სტატისტიკური მონაცემებით. მონაცემები აღებული იყო GWP-ლაბორატორული კვლევებიდან.

ცხრ. 11 თბილისის ზღვის წყალში უსიამოვნო სუნის გაჩენის
 პერიოდულობა (ჯორჯიან ვოტერ ანდ პაუერსი – 1999-2014 წლების
 საშუალო მონაცემები)

| იანვარი | | | | თებერვალი | | | |
|---------|---------------|-------------------------|-----------------|-----------|---------------|-------------------------|-----------------|
| თარიღი | ჰაერი ს °C | წყლის ⁰ C | სუნი, ქულები | თარიღი | ჰაერი ს °C | წყლის ⁰ C | სუნი, ქულები |
| 01.01 | 6 | 7 | 1(Cl) | 01.02 | 2 | 6 | 1(Cl) |
| 02.01 | 5 | 7 | 1(Cl) | 02.02 | 5 | 6 | 1(Cl) |
| 03.01 | 6 | 7 | 1(Cl) | 03.02 | 2 | 6 | 1(Cl) |
| 04.01 | 5 | 7 | 1(Cl) | 04.02 | 0 | 6 | 1(Cl) |
| 05.01 | 2 | 7 | 1(Cl) | 05.02 | -1 | 6 | 1(Cl) |
| 06.01 | 5 | 7 | 1(Cl) | 06.02 | -1 | 6 | 1(Cl) |
| 07.01 | 3 | 7 | 1(Cl) | 07.02 | -2 | 6 | 1(Cl) |
| 08.01 | 4 | 7 | 1(Cl) | 08.02 | 2 | 6 | 1(Cl) |
| 09.01 | 2 | 7 | 1(Cl) | 09.02 | -3 | 6 | 1(Cl) |
| 10.01 | 4 | 7 | 1(Cl) | 10.02 | -2 | 6 | 1(Cl) |
| 11.01 | 4 | 7 | 1(Cl) | 11.02 | 2 | 6 | 1(Cl) |
| 12.01 | 4 | 7 | 1(Cl) | 12.02 | -1 | 6 | 1(Cl) |
| 13.01 | 8 | 7 | 1(Cl) | 13.02 | -5 | 6 | 1(Cl) |
| 14.01 | 2 | 7 | 1(Cl) | 14.02 | -2 | 6 | 1(Cl) |
| 15.01 | 2 | 7 | 1(Cl) | 15.02 | 3 | 6 | 1(Cl) |
| 16.01 | 10 | 7 | 1(Cl) | 16.02 | 8 | 6 | 1(Cl) |
| 17.01 | -1 | 7 | 1(Cl) | 17.02 | 4 | 6 | 1(Cl) |
| 18.01 | 2 | 6 | 1(Cl) | 18.02 | 4 | 6 | 1(Cl) |
| 19.01 | 2 | 6 | 1(Cl) | 19.02 | 7 | 6 | 1(Cl) |
| 20.01 | 3 | 6 | 1(Cl) | 20.02 | 6 | 6 | 1(Cl) |
| 21.01 | 1 | 6 | 1(Cl) | 21.02 | 6 | 6 | 1(Cl) |
| 22.01 | 2 | 6 | 1(Cl) | 22.02 | 6 | 6 | 1(Cl) |
| 23.01 | 3 | 6 | 1(Cl) | 23.02 | 4 | 6 | 1(Cl) |
| 24.01 | 4 | 6 | 1(Cl) | 24.02 | 4 | 6 | 1(Cl) |
| 25.01 | 3 | 6 | 1(Cl) | 25.02 | 4 | 6 | 1(Cl) |
| 26.01 | 3 | 6 | 1(Cl) | 26.02 | 6 | 6 | 1(0) |
| 27.01 | 3 | 6 | 1(Cl) | 27.02 | 10 | 6 | 1(Cl) |
| 28.01 | 2 | 6 | 1(Cl) | | | | |
| 29.01 | 2 | 6 | 1(Cl) | | | | |
| 30.01 | 3 | 6 | 1(Cl) | | | | |
| 31.01 | 6 | 6 | 1(Cl) | | | | |

| მარტი | | | | აპრილი | | | |
|--------|---------------|-------------------------|-----------------|--------|---------------|-------------------------|-----------------|
| თარიღი | ჰაერი ს °C | წყლის ⁰ C | სუნი, ქულები | თარიღი | ჰაერი ს °C | წყლის ⁰ C | სუნი, ქულები |
| 01.03 | 8 | 6 | 1(Cl) | 01.07 | 3 | 6 | 1(Cl) |

| | | | | | | | |
|-------|----|---|-------|-------|-----|---|---------|
| 02.03 | 8 | 6 | 1(Cl) | 02.07 | 3 | 6 | 1(Cl) |
| 03.03 | 6 | 6 | 1(Cl) | 03.07 | 1 | 6 | 1(Cl) |
| 04.03 | 5 | 6 | 1(Cl) | 04.07 | 2 | 6 | 1(Cl) |
| 05.03 | 7 | 6 | 1(Cl) | 05.07 | 6 | 6 | 1(Cl) |
| 06.03 | 5 | 6 | 1(Cl) | 06.07 | 8 | 6 | 1(Cl) |
| 07.03 | 70 | 6 | 1(Cl) | 07.07 | 8 | 7 | 1(Cl) |
| 08.03 | 8 | 6 | 1(Cl) | 08.07 | 11 | 7 | 1(Cl) |
| 09.03 | 4 | 6 | 1(Cl) | 09.07 | 10 | 7 | 1(Cl) |
| 10.03 | 4 | 6 | 1(Cl) | 10.07 | 12 | 7 | 1(Cl) |
| 11.03 | 4 | 6 | 1(Cl) | 11.07 | 13 | 7 | 1(Cl) |
| 12.03 | 0 | 6 | 1(Cl) | 12.07 | 14 | 7 | 1(Cl) |
| 13.03 | 7 | 6 | 1(Cl) | 13.07 | 15 | 7 | 1(Cl) |
| 14.03 | 8 | 7 | 1(Cl) | 14.07 | 17 | 7 | 1(Cl) |
| 15.03 | 9 | 6 | 1(Cl) | 15.07 | 16 | 8 | 1(Cl) |
| 16.03 | 10 | 6 | 1(Cl) | 16.07 | 13 | 8 | 1(Cl) |
| 17.03 | 7 | 6 | 1(Cl) | 17.07 | 16 | 8 | 1(Cl) |
| 18.03 | 8 | 6 | 1(Cl) | 18.07 | 16 | 8 | 1(Cl) |
| 19.03 | 9 | 6 | 1(Cl) | 19.07 | 14 | 8 | 1(Cl) |
| 20.03 | 6 | 6 | 1(Cl) | 20.07 | 15 | 8 | 1(Cl) |
| 21.03 | 4 | 6 | 1(Cl) | 21.07 | 20 | 9 | 1(Cl) |
| 22.03 | 4 | 6 | 1(Cl) | 22.07 | 16 | 9 | 1(Cl) |
| 23.03 | 4 | 6 | 1(Cl) | 23.07 | 18 | 9 | 1(Cl) |
| 24.03 | 2 | 6 | 1(Cl) | 24.07 | 16 | 9 | 1(Cl) |
| 25.03 | 2 | 6 | 1(Cl) | 25.07 | 110 | 9 | 1(თვზ.) |
| 26.03 | 2 | 6 | 1(Cl) | 26.07 | 12 | 9 | 1(თვზ.) |
| 27.03 | 3 | 6 | 1(Cl) | 27.07 | 12 | 9 | 1(თვზ.) |
| 28.03 | 3 | 6 | 1(Cl) | 28.07 | 15 | 9 | 1(თვზ.) |
| 29.03 | 10 | 6 | 1(Cl) | 29.07 | 14 | 9 | 1(თვზ.) |
| 30.03 | 8 | 6 | 1(Cl) | 30.07 | 15 | 9 | 1(თვზ.) |
| 31.03 | 8 | 6 | 1(Cl) | | | | |

| მაისი | | | | ივნისი | | | |
|--------|---------------|-------------------------|-----------------|--------|---------------|-------------------------|-----------------|
| თარიღი | ჰაერი ს °C | წყლის ⁰ C | სუნი, ქულები | თარიღი | ჰაერი ს °C | წყლის ⁰ C | სუნი, ქულები |
| 01.05 | 10 | 10 | 1(თვზ.) | 01.09 | 22 | 12 | 1(თვზ.) |
| 02.05 | 11 | 11 | 1(თვზ.) | 02.09 | 21 | 12 | 1(თვზ.) |

| | | | | | | | |
|-------|----|----|-------------|-------|----|-----|-------------|
| 03.05 | 12 | 12 | 1(տՅԲ.) | 03.09 | 20 | 12 | 1(տՅԲ.) |
| 04.05 | 10 | 10 | 1(տՅԲ.) | 04.09 | 16 | 12 | 1(տՅԲ.) |
| 05.05 | 11 | 11 | 1(տՅԲ.) | 05.09 | 15 | 12 | 1(տՅԲ.) |
| 06.05 | 12 | 12 | 1(տՅԲ.) | 06.09 | 15 | 12 | 1(տՅԲ.) |
| 07.05 | 17 | 12 | 1(տՅԲ.) | 07.09 | 17 | 12 | 1(տՅԲ.) |
| 08.05 | 16 | 12 | 1(տՅԲ.) | 08.09 | 18 | 12 | 1(տՅԲ.) |
| 09.05 | 17 | 12 | 1(տՅԲ.) | 09.09 | 22 | 12 | 1(տՅԲ.) |
| 10.05 | 16 | 12 | 1(տՅԲ.) | 10.09 | 22 | 12 | 1(տՅԲ.) |
| 11.05 | 18 | 12 | 1(տՅԲ.) | 11.09 | 24 | 13 | 1(տՅԲ.) |
| 12.05 | 20 | 12 | 2(տՅԲ.) | 12.09 | 24 | 13 | 1(տՅԲ.) |
| 13.05 | 9 | 12 | 2(տՅԲ.) | 13.09 | 21 | 13 | 1(տՅԲ.) |
| 14.05 | 16 | 12 | 2(տՅԲ.) | 14.09 | 19 | 13 | 1(տՅԲ.) |
| 15.05 | 14 | 12 | 2(տՅԲ.) | 15.09 | 24 | 14 | 1(տՅԲ.) |
| 16.05 | 16 | 12 | 2(տՅԲ.) | 16.09 | 22 | 14 | 1(տՅԲ.) |
| 17.05 | 17 | 12 | 2(տՅԲ.) | 17.09 | 20 | 14 | 1(տՅԲ.) |
| 18.05 | 19 | 12 | 2(տՅԲ.) | 18.09 | 20 | 14 | 1(Վ) |
| 19.05 | 18 | 12 | 2(տՅԲ.) | 19.09 | 21 | 14 | 1(Վ) |
| 20.05 | 18 | 12 | 2(տՅԲ.) | 20.09 | 20 | 15 | 1(Վ) |
| 21.05 | 19 | 12 | 2(տՅԲ.) | 21.09 | 19 | 15 | 1(Վ) |
| 22.05 | 20 | 12 | 2(տՅԲ.) | 22.09 | 19 | 15 | 1(Վ) |
| 23.05 | 20 | 12 | 2(տՅԲ.) | 23.09 | 17 | 150 | 1(Վ) |
| 24.05 | 22 | 12 | 2(տՅԲ.) | 24.09 | 17 | 15 | 1(Վ) |
| 25.05 | 22 | 12 | 1(տՅԲ.) | 25.09 | 21 | 15 | 1(Վ) |

| | | | | | | | |
|-------|----|----|---------|-------|----|----|-------|
| 26.05 | 22 | 12 | 1(თვზ.) | 26.09 | 18 | 15 | 1(CI) |
| 27.05 | 17 | 12 | 1(თვზ.) | 27.09 | 20 | 16 | 1(CI) |
| 28.05 | 22 | 12 | 1(თვზ.) | 28.09 | 20 | 16 | 1(CI) |
| 29.05 | 24 | 12 | 1(თვზ.) | 29.09 | 20 | 16 | 1(CI) |
| 30.05 | 22 | 12 | 1(თვზ.) | 30.09 | 22 | 16 | 1(CI) |
| 31.05 | 22 | 12 | 1(თვზ.) | | | | |

| ივლისი | | | | აგვისტო | | | |
|--------|---------------|-------------------------|-----------------|---------|---------------|-------------------------|-----------------|
| თარიღი | ჰაერი ს °C | წყლის ⁰ C | სუნი, ქულები | თარიღი | ჰაერი ს °C | წყლის ⁰ C | სუნი, ქულები |
| 01.07 | 22 | 16 | 1(CI) | 01.08 | 28 | 20 | 1(CI) |
| 02.07 | 22 | 16 | 1(CI) | 02.08 | 26 | 26 | 1(CI) |
| 03.07 | 24 | 16 | 1(CI) | 03.08 | 24 | 21 | 1(CI) |
| 04.07 | 25 | 16 | 1(CI) | 04.08 | 25 | 21 | 1(CI) |
| 05.07 | 27 | 16 | 1(CI) | 05.08 | 27 | 22 | 1(CI) |
| 06.07 | 24 | 16 | 1(CI) | 06.08 | 27 | 22 | 1(CI) |
| 07.07 | 25 | 16 | 1(CI) | 07.08 | 30 | 22 | 1(CI) |
| 08.07 | 24 | 16 | 1(CI) | 08.08 | 28 | 22 | 1(CI) |
| 09.07 | 27 | 16 | 1(CI) | 09.08 | 26 | 23 | 1(CI) |
| 10.07 | 26 | 18 | 1(CI) | 10.08 | 29 | 23 | 1(CI) |
| 11.07 | 25 | 18 | 1(CI) | 11.08 | 21 | 23 | 1(CI) |
| 12.07 | 24 | 18 | 1(CI) | 12.08 | 25 | 23 | 1(CI) |
| 13.07 | 28 | 18 | 1(CI) | 13.08 | 26 | 23 | 1(CI) |
| 14.07 | 30 | 18 | 1(CI) | 14.08 | 27 | 22 | 1(CI) |
| 15.07 | 26 | 18 | 1(CI) | 15.08 | 25 | 22 | 1(CI) |
| 16.07 | 26 | 18 | 1(CI) | 16.08 | 27 | 23 | 1(CI) |
| 17.07 | 26 | 18 | 1(CI) | 17.08 | 27 | 23 | 1(CI) |
| 18.07 | 25 | 18 | 1(CI) | 18.08 | 30 | 23 | 1(CI) |
| 19.07 | 23 | 20 | 1(CI) | 19.08 | 26 | 23 | 1(CI) |
| 20.07 | 25 | 20 | 1(CI) | 20.08 | 28 | 23 | 1(CI) |
| 21.07 | 17 | 20 | 1(CI) | 21.08 | 20 | 22 | 1(CI) |
| 22.07 | 25 | 20 | 1(CI) | 22.08 | 20 | 22 | 1(CI) |
| 23.07 | 27 | 20 | 1(CI) | 23.08 | 21 | 22 | 1(CI) |
| 24.07 | 28 | 20 | 1(CI) | 24.08 | 23 | 22 | 1(CI) |
| 25.07 | 29 | 20 | 1(CI) | 25.08 | 26 | 22 | 1(CI) |
| 26.07 | 27 | 20 | 1(CI) | 26.08 | 27 | 22 | 1(CI) |
| 27.07 | 25 | 20 | 1(CI) | 27.08 | 24 | 22 | 1(CI) |
| 28.07 | 27 | 20 | 1(CI) | 28.08 | 22 | 22 | 1(CI) |
| 29.07 | 23 | 20 | 1(CI) | 29.08 | 22 | 22 | 1(CI) |

| | | | | | | | |
|-------|----|----|-------|-------|----|----|-------|
| 30.07 | 26 | 20 | 1(Cl) | 30.08 | 22 | 21 | 1(Cl) |
| 31.07 | 28 | 20 | 1(Cl) | 31.08 | 20 | 21 | 1(Cl) |

| სექტემბერი | | | | ოქტომბერი | | | |
|------------|---------------|-------------------------|-----------------|-----------|---------------|-------------------------|-----------------|
| თარიღი | ჰაერი ს °C | წყლის ⁰ C | სუნი, ქულები | თარიღი | ჰაერი ს °C | წყლის ⁰ C | სუნი, ქულები |
| 01.09 | 22 | 21 | 1(Cl) | 01.10 | 19 | 19 | 1(Cl) |
| 02.09 | 19 | 21 | 1(Cl) | 02.10 | 25 | 19 | 1(Cl) |
| 03.09 | 18 | 21 | 1(Cl) | 03.10 | 21 | 19 | 1(Cl) |
| 04.09 | 16 | 20 | 1(Cl) | 04.10 | 16 | 19 | 1(Cl) |
| 05.09 | 16 | 20 | 1(Cl) | 05.10 | 16 | 19 | 1(Cl) |
| 06.09 | 18 | 20 | 1(Cl) | 06.10 | 13 | 19 | 1(Cl) |
| 07.09 | 20 | 20 | 1(Cl) | 07.10 | 12 | 19 | 1(Cl) |
| 08.09 | 20 | 20 | 1(Cl) | 08.10 | 14 | 17 | 1(Cl) |
| 09.09 | 21 | 20 | 1(Cl) | 09.10 | 12 | 17 | 1(Cl) |
| 10.09 | 21 | 20 | 1(Cl) | 10.10 | 13 | 16,5 | 1(Cl) |
| 11.09 | 22 | 19 | 1(Cl) | 11.10 | 14 | 16,5 | 1(Cl) |
| 12.09 | 20 | 19 | 1(Cl) | 12.10 | 16 | 16,5 | 1(Cl) |
| 13.09 | 20 | 19 | 1(Cl) | 13.10 | 15 | 17 | 1(Cl) |
| 14.09 | 20 | 19 | 1(Cl) | 14.10 | 16 | 17 | 1(Cl) |
| 15.09 | 21 | 19 | 1(Cl) | 15.10 | 16 | 17 | 1(Cl) |
| 16.09 | 24 | 19 | 1(Cl) | 16.10 | 19 | 17 | 1(Cl) |
| 17.09 | 27 | 19 | 1(Cl) | 17.10 | 17 | 17 | 1(Cl) |
| 18.09 | 21 | 19 | 1(Cl) | 18.10 | 14 | 17 | 1(Cl) |
| 19.09 | 21 | 19 | 1(Cl) | 19.10 | 15 | 17 | 1(Cl) |
| 20.09 | 22 | 19 | 1(Cl) | 20.10 | 11 | 17 | 1(Cl) |
| 21.09 | 22 | 19 | 1(Cl) | 21.10 | 10 | 16 | 1(Cl) |
| 22.09 | 22 | 19 | 1(Cl) | 22.10 | 10 | 16 | 1(Cl) |
| 23.09 | 25 | 19 | 1(Cl) | 23.10 | 9 | 16 | 1(Cl) |
| 24.09 | 20 | 19 | 1(Cl) | 24.10 | 6 | 15 | 1(Cl) |
| 25.09 | 22 | 19 | 1(Cl) | 25.10 | 10 | 14 | 1(Cl) |
| 26.09 | 18 | 20 | 1(Cl) | 26.10 | 13 | 14 | 1(Cr) |
| 27.09 | 25 | 20 | 1(Cl) | 27.10 | 16 | 13 | 1(Cl) |
| 28.09 | 20 | 20 | 1(Cl) | 28.10 | 10 | 13 | 1(Cl) |
| 29.09 | 16 | 19 | 1(Cl) | 29.10 | 10 | 13 | 1(Cl) |
| 30.09 | 16 | 19 | 1(Cl) | 30.10 | 9 | 13 | 1(Cl) |
| | | | | 31.10 | 11 | 13 | 1(Cl) |

| ნოემბერი | | | | დეკემბერი | | | |
|----------|---------------|-------------------------|-----------------|-----------|---------------|-------------------------|-----------------|
| თარიღი | ჰაერი ს °C | წყლის ⁰ C | სუნი, ქულები | თარიღი | ჰაერი ს °C | წყლის ⁰ C | სუნი, ქულები |
| 01.11 | 12 | 13 | 1(Cl) | 1 | 3 | 4 | 8 |
| 02.11 | 11 | 13 | 1(Cl) | 01.12 | 7 | 10 | 1(Cl) |
| 03.11 | 17 | 13 | 1(Cl) | 02.12 | 7 | 10 | 1(Cl) |

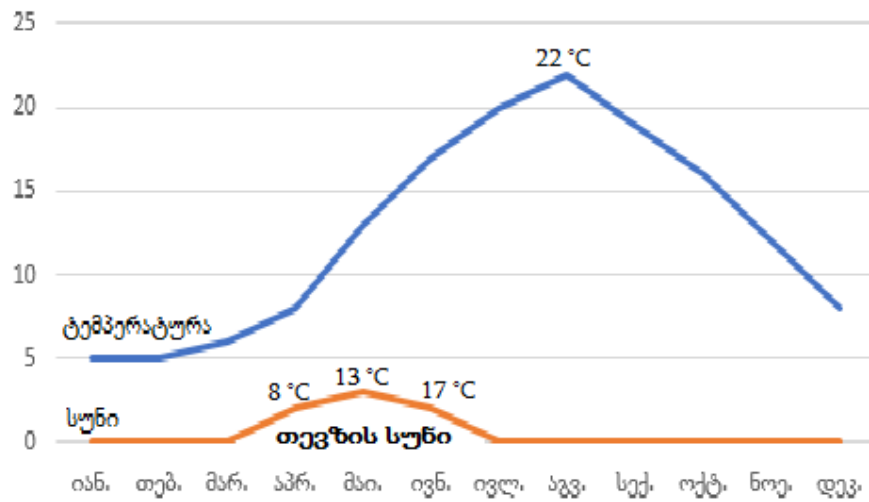
| | | | | | | | |
|-------|----|----|-------|-------|----|----|-------|
| 04.11 | 12 | 13 | 1(Cl) | 03.12 | 9 | 10 | 1(Cl) |
| 05.11 | 12 | 13 | 1(Cl) | 04.12 | 12 | 10 | 1(Cl) |
| 06.11 | 12 | 13 | 1(Cl) | 05.12 | 10 | 10 | 1(Cl) |
| 07.11 | 12 | 13 | 1(Cl) | 06.12 | 11 | 10 | 1(Cl) |
| 08.11 | 12 | 13 | 1(Cl) | 07.12 | 10 | 10 | 1(Cl) |
| 09.11 | 12 | 13 | 1(Cl) | 08.12 | 7 | 10 | 1(Cl) |
| 10.11 | 10 | 12 | 1(Cl) | 09.12 | 8 | 10 | 1(Cl) |
| 11.11 | 8 | 12 | 1(Cl) | 10.12 | 9 | 10 | 1(Cl) |
| 12.11 | 13 | 12 | 1(Cl) | 11.12 | 8 | 10 | 1(Cl) |
| 13.11 | 8 | 12 | 1(Cl) | 12.12 | 8 | 10 | 1(Cl) |
| 14.11 | 7 | 12 | 1(Cl) | 13.12 | 5 | 10 | 1(Cl) |
| 15.11 | 13 | 12 | 1(Cl) | 14.12 | 9 | 10 | 1(Cl) |
| 16.11 | 7 | 12 | 1(Cl) | 15.12 | 4 | 10 | 1(Cl) |
| 17.11 | 4 | 12 | 1(Cl) | 16.12 | 8 | 10 | 1(Cl) |
| 18.11 | 5 | 11 | 1(Cl) | 17.12 | 5 | 10 | 1(Cl) |
| 19.11 | 7 | 11 | 1(Cl) | 18.12 | 9 | 10 | 1(Cl) |
| 20.11 | 6 | 11 | 1(Cl) | 19.12 | 4 | 10 | 1(Cl) |
| 21.11 | 9 | 11 | 1(Cl) | 20.12 | 8 | 10 | 1(Cl) |
| 22.11 | 10 | 11 | 1(Cl) | 21.12 | 9 | 10 | 1(Cl) |
| 23.11 | 8 | 10 | 1(Cl) | 22.12 | 8 | 10 | 1(Cl) |
| 24.11 | 5 | 10 | 1(Cl) | 23.12 | 8 | 10 | 1(Cl) |
| 25.11 | 2 | 10 | 1(Cl) | 24.12 | 8 | 10 | 1(Cl) |
| 26.11 | 5 | 10 | 1(Cl) | 25.12 | 5 | 10 | 1(Cl) |
| 27.11 | 8 | 10 | 1(Cl) | 26.12 | 9 | 10 | 1(Cl) |
| 28.11 | 8 | 10 | 1(Cl) | 27.12 | 9 | 10 | 1(Cl) |
| 29.11 | 5 | 10 | 1(Cl) | 29.12 | 4 | 10 | 1(Cl) |
| 30.11 | 12 | 10 | 1(Cl) | 30.12 | 8 | 10 | 1(Cl) |

მოვახდინეთ ამ ცხრილების ანალიზი. ქვემოთ მოცემულია 1998–2014 წლის მონაცემების საშუალო შედეგები.

ცხრ. 12 თბილისის ზღვიდან მომარაგებული სასმელი წყალში უსიამოვნო სუნის დახასიათება (1999-2014 წლების საშუალო მონაცემები)

| თვე | იან. | თებ. | მარ. | აპრ. | მაი. | ივნ. | ივლ. | აგვ. | სექ. | ოქტ. | ნოე. | დეკ. |
|-----------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| წყლის საშუალო ტემპ °C | 5 | 5 | 6 | 8 | 13 | 17 | 9 | 8 | 19 | 16 | 12 | 8 |
| სუნი | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

ნახ.9-ზე მოცემულია თბილისის ზღვიდან მომარაგებული სასმელი წყლის სუნის დახასიათების გრაფიკული მონაცემები [19].



ნახ. 9 თბილისის ზღვიდან მომარაგებული სასმელი წყლის სუნის დახასიათება წლის განმავლობაში (1999-2014 წლების საშუალო მონაცემები)

ნახაზიდან ჩანს, რომ უსიამოვნო სუნი თბილისის ზღვიდან მომარაგებული სასმელ წყალში შეიმჩნევა აპრილ-ივნისის განმავლობაში და განსაკუთრებით აღინიშნება მაისის თვეში, სადაც აღწევს 2 ერთეულს. ის განისაზღვრება როგორც სუსტი, ანუ სუნი შესამჩნევია და იწვევს უსიამოვნო შეგრძნებას [24, 25].

მართალია, საქართველოს სასმელი წყლის სტანდარტების მიხედვით სუნის დასაშვები მნიშვნელობა სასმელ წყალში არ უნდა აღემატებოდეს 2 ერთეულს, მაგრამ მაინც ასეთი სუსტი სუნი ერთგვარ დისკომფორტს იწვევს.

აღსანიშნავია, რომ ეს სუნი ვითარდება აპრილ-ივნისის პერიოდში, როდესაც მისი ტემპერატურა მერყეობს 8-17°C დიაპაზონში და პიკს აღწევდა 13°C-ზე. ეს სავარაუდოდ უნდა იყოს გამოწვეული თბილისის ზღვაში წყალმცენარეების (მწვანე ალგა) ინტენსიური გამრავლებით, რომლის ოპტიმალური ტემპერატურა სწორედ ამ დიაპაზონში მერყეობს.

ეს წყალმცენარეები გამოყოფენ სპეციფიურ ნივთიერებებს, რომლებსაც აქვთ უსიამოვნო სუნი და რომლის ბოლომდე მოშორება ვერ ხერხდება ღრმადელეს სასმელი წყლის გამწმენდ სადგურში არსებული ტექნოლოგიით.

ციანობაქტერიები ან ცისფერი მწვანე წყალმცენარეები წყალმცენარეების კლასია, რომლებიც ყველაზე ხშირად ასოცირდება ზედაპირული წყლის სუნის წარმომქნელი მოვლენებთან. ეს წყალმცენარეები ფოტოსინთეზური პროკარიოტებია უჯრედის კედლის ძლიერი სტრუქტურით. ისინი დომინანტური წყალმცენარეების სახეობებია უაღრესად პროდუქტიულ (ეუტროფიულ) წყლებში და ხშირად იზრდება ძაფისებრ ხალიჩებში. ეს მავნე ყვავილობა ამცირებს წყლის ესთეტიკურ ხარისხს უსიამოვნო ძაფისებრი ხალიჩების და შეურაცხმყოფელი სუნის წარმომქნელი ნაერთების შედეგად. გარდა ამისა, შეიძლება წარმოიქმნას რამდენიმე ტოქსიკური ნაერთი (მაგალითად, ანაციტინი, მიკროცისტინი). ეს იყო ჩართული ძაღლების, პირუტყვის და ადამიანების სიკვდილში [34-38]. მიუხედავად იმისა, რომ დაბალი მკვებავი მთები, რომლებიც იკვებება მდინარეებით, როგორცაა მდინარე იდაყვი, არ განიცდის მნიშვნელოვან გავლენას ლურჯ-მწვანეზე, სხვა ზედაპირული წყლის წყაროები, როგორცაა გათხრები, ჭაობები და სარწყავი სისტემები ხშირად ეუტროფიულია და განიცდიან ამ წყალმცენარეების აყვავებას.

გეოსმინი და 2-მიბ არის სუნის წარმომქნელი ნაერთები, რომლებიც ჩვეულებრივ წარმოიქმნება ლურჯ-მწვანე წყალმცენარეების მიერ. ამ ნაერთების სხვა მნიშვნელოვანი წყაროა ნიადაგის ბაქტერიები აქტინომიცეტები [27]. ეს ნაერთები იწარმოება იზოპრენოიდულ გზაზე, როგორც პიგმენტის სინთეზის გვერდითი პროდუქტები (კაროტინოიდები, ქლოროფილი). როგორც ასეთი, ისინი პირველადი მეტაბოლიზმის მეორადი პროდუქტებია. შემოთავაზებულია, რომ გეოსმინი და 2-მიბ წარმოიქმნებიან როგორც გადავსებული პროდუქტები და ემსახურება ჭარბი ნახშირბადის გაფრქვევის მექანიზმს. *Oscillatoria perornata* და

Pseudanabaena articulata– ს მიერ 2-მიბ– ის წარმოების უახლესი კვლევები ვარაუდობენ, რომ ამ ნაერთის წარმოქმნა ასახავს ნახშირბადის დაგროვებას უჯრედული მეტაბოლიზმის გაზრდის შედეგად [27].

ორივე გეოსმინი და 2-მიბ არის ძლიერი არასიამოვნო სუნის წარმომქნელი აგენტები, სუნი ძალიან დაბალი კონცენტრაციით 4^{-10} და 9^{-42} ნგ/ლ, შესაბამისად. ეს მიწიერი სუნიანი ნაერთები პასუხისმგებელი არიან ზედაპირული წყლების სუნის წარმომქნელი მოვლენების უმეტესობაზე. მნიშვნელოვანია, რომ ეს ნაერთები ეკოლოგიურად სტაბილურია და შეუძლიათ გაიარონ გრძელი ტრანსპორტი, რაც გავლენას მოახდენს იმ ტერიტორიებზე, საიდანაც წარმოიქმნება ნაერთები. ამ ნაერთების დაშლის ბუნებრივი მექანიზმები არსებობს და არგოსმინი, გეოსმინის არა სუნიანი დეჰიდრატაციის პროდუქტი, ხშირად ვლინდება განსაკუთრებით უჯრედების დაღუპვისას, როდესაც იზრდება ბაქტერიული აქტივობა. თუმცა, ეს პროცესები ტრანსპორტთან და წარმოებასთან შედარებით ნელია. გეოსმინი და 2-მიბ წარმოიქმნება უჯრედის სიცოცხლის ციკლის განმავლობაში, შეიძლება დაგროვდეს უჯრედშიდა, ან გათავისუფლდეს გარემოში უჯრედის გაჟონვის ან უჯრედის ლიზისის გზით.

ჩვენი კვლევის შემდეგი განვითარება მოხდება ორი მიმართულებით:

1. განისაზღვროს თბილისის ზღვაში მწვანე ალგას გამრავლების პერიოდში გარკვეული ღონისძიებები, რომლებიც შეამცირებენ მათი გამრავლების ინტენსივობას;

2. შემუშავდეს შედარებით იაფფასიანი და ეფექტური ტექნოლოგია რომლის საშუალებითაც მოხდება ღრმადელეს სასმელი წყლის გამწმენდ სადგურში უსიამოვნო სუნის უფრო ღრმა მოშორება.

2.6. წყლიდან უსიამოვნო სუნის მოშორების მეთოდები

პრაქტიკაში, წყლის ხარისხის ცვალებადობისა და გარკვეული ნაერთების დაბალი დეგრადაციის გამო, რთულია წყლის სასურველი ხარისხის მიღწევა წყალმცენარეების, გეოსმინის და 2-მიბ-ის მოცილების

ერთი ჩვეულებრივი მეთოდის გამოყენებით. საჭიროა არატოქსიკური და ადვილად გამოსაყენებელი დამუშავების მეთოდების დანერგვა სასმელი წყლის დასაცავად წყალმცენარეებთან დაკავშირებული პრობლემებისგან. ამიტომ, წყლის ინდუსტრია იკვლევს ალტერნატივებს ალუმინზე დაფუძნებულ კოაგულანტების ჩანაცვლებისთვის და მეთოდების გასაძლიერებლად, რომლებიც აერთიანებს კოაგულაციას და მოწინავე ჟანგვის პროცესებს.

სუნის გამომწვევი ნაერთები, გეოსმინი და 2-მიბ, იჩენენ შედარებით ძლიერ მდგრადობას მათ ქიმიურ და ბიოლოგიურ დეგრადაციასთან მიმართებაში და შეუძლიათ წყლის წყაროებში გახსნილი ფორმით შენარჩუნდეს [39-41]. ჩვეულებრივი წყლის დამუშავების პროცესები, როგორცაა კოაგულაცია, დალექვა და ფილტრაცია, სცადეს სუნის პრობლემების კონტროლისთვის. თუმცა, კვლევებმა აჩვენა, რომ ამ პროცესებს არ შეუძლიათ გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მნიშვნელოვანი მოცილების მიღწევა. ოქსიდაცია გამოიყენებოდა, როგორც სუნის დამუშავების სხვა გავრცელებული მეთოდი. ჩვეულებრივი ოქსიდანტები, როგორცაა Cl_2 , ClO_2 და $KMnO_4$, არ არის ძალიან ეფექტური გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოსაშორებლად [39, 40]. კვლევებმა აჩვენა, რომ მხოლოდ O_3 -ს აქვს ამ ნაერთების მნიშვნელოვანი მოცილება (85% 3.8 მგ/ლ დოზის სიჩქარისთვის 6.4 წთ კონტაქტის დროს [43].

ამჟამად, ყველაზე წარმატებული ტექნოლოგიები, რომლებიც გამოიყენება წყლის გამწმენდი ნაგებობების უმეტესობის მიერ სუნის გამომწვევი ნაერთების მოსაშორებლად არის მარცვლოვანი/ფხვნილი გააქტიურებული ნახშირბადი და მოწინავე ჟანგვის პროცესები [44-48]. დამუშავების ზოგიერთი სხვა მოწინავე მეთოდი, როგორცაა ოზონაცია და მემბრანული ფილტრაცია, ასევე შეიძლება ეფექტურად იქნას გამოყენებული. ნაჩვენებია, რომ გეოსმინი და 2-მიბ შეიძლება ამოღებულ იქნეს ოქსიდანტების გამოყენებით, როგორცაა ოზონი, წყალბადის ზეჟანგი და ულტრაიისფერი დასხივება [42]. ასევე ნაჩვენებია, რომ ქვიშის

ნელი ფილტრაციით (ნაკადის სიჩქარე 420 ლიტრი მ-2 დღე-1) მიღწეულია გეოსმინის და სხვათა ელიმინაციის შესანიშნავი მაჩვენებლები

მიუხედავად იმისა, რომ ამ დამუშავების მრავალი პროცესი საკმაოდ ეფექტურია გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილებისთვის, მათი ინსტალაცია, შენარჩუნება და ექსპლუატაცია ძალიან ძვირია. ამჟამინდელი და მომავალი კვლევებისთვის მკვლევარების მიერ საჭიროა სუნის კონტროლის უფრო ეფექტური და ეკონომიური ტექნოლოგიები.

ადსორბცია გააქტიურებული ნახშირბადით

ადსორბცია გააქტიურებული ნახშირბადით შეიძლება დაიყოს ორ კატეგორიად ნაწილაკების ზომის მიხედვით: მარცვლოვანი გააქტიურებული ნახშირბადი (მგნ) და ფხვნილოვანი გააქტიურებული ნახშირბადი (ფგკ). ეს გააქტიურებული ნახშირბადი ფართოდ გამოიყენება, როგორც ყველაზე ეფექტური მეთოდი სუნის გამომწვევი ნაერთების, გეოსმინისა და 2-მიბ-ის ადსორბციისთვის [49-53].

მგნ გამოიყენება ფილტრაციისათვის და დამონტაჟებულია მარცვლოვანი მედიის სახით ქვიშის/ხრეშის მედიის ფილტრის ზემოთ გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოსაშორებლად, როდესაც წყალი გადის ფილტრში. მგნ-ის მოცილების ეფექტურობა დამოკიდებულია ქვემოთ ჩამოთვლილ ბევრ ფაქტორზე.

- 1) მგნ-ის ზედაპირის ფართობი
- 2) გახსნილი ორგანული ნახშირბადის კონცენტრაცია (გონ)
- 3) კონტაქტის დრო
- 4) გამოყენებული გააქტიურებული ნახშირბადის სახეები
- 5) ფილტრის ასაკი

მგნ-ის ზედაპირის ფართობი პირდაპირპროპორციულია გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილების ეფექტურობისა. დიდი ზედაპირის ფართობს შეუძლია წყლისგან ამ ნაერთების დიდი რაოდენობით ადსორბცია; თუმცა, არსებობს კონკურენცია გეოსმინ/2-მიბ-სა და სხვა ორგანულ ნაერთებს

შორის გააქტიურებული ნახშირბადის ფორებში ადგილის შესანარჩუნებლად. ნაჩვენებია, რომ კონკურენტული ადსორბცია იყო უფრო დიდი ფაქტორი გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილების შემცირებული ეფექტურობისთვის, ვიდრე ზემოთ აღწერილი ზოგიერთი მიზეზი [53]. ერთდროულ ადსორბციას გონ-სა და 2-მიბ-ს შორის მგნ-ზე ძირითადად გავლენას ახდენდა ფორების ზომა/მოცულობის განაწილება [54-56]. მცირე გონ მოლეკულები კონკურენციას უწევს პირდაპირი და ძლიერი ადსორბციით ხელმისაწვდომი ადსორბციული ადგილებისთვის, უფრო დიდი გონ ნაერთები ამცირებს წონასწორობის ადსორბციულ შესაძლებლობებს გარე ზედაპირებთან უფრო ახლოს ადსორბციით და ფორებზე წვდომის დაბლოკვით [55]. კიდევ ერთი ფაქტორი, რომელიც გავლენას ახდენს მგნ მუშაობაზე, არის კონტაქტის დრო. კონტაქტის დრო არის პერიოდი, რომლის განმავლობაშიც წყალი მიედინება მგნ ფილტრში. მოცილების ეფექტურობა იზრდება კონტაქტის დროის გაზრდით. მგნ-ის სხვადასხვა ტიპს აქვს სხვადასხვა შთანთქმის სიჩქარე. შეისწავლილია და შეადარებული მგნ-ის ორი განსხვავებული ტიპი: ხეზე დაფუძნებული ნახშირბადი და ნახშირზე დაფუძნებული ნახშირბადი [54]). აღმოჩნდა, რომ ხეზე დაფუძნებული ნახშირბადები შესაფერისია 2-მიბ ამოღებისთვის, როგორც წონასწორობის, ასევე მოკლე კონტაქტის დროს. მგნ-ის მოქმედება ასევე დამოკიდებულია ფილტრის ასაკზე. იტყობინება, რომ 20 წუთიანი კონტაქტის დროს იყო მაქსიმალური დრო, როდესაც მოსალოდნელი იყო მათი მგნ 2-მიბ კონცენტრაციის შემცირება სუნის ზღურბლამდე. აღმოჩნდა, რომ გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილების ეფექტურობა არსებითად შემცირდა 12 თვის შემდეგ [56]. სავარაუდოდ მგნ ფილტრების სიცოცხლე 2 წელზე ნაკლებია.

მგნ და სხვა ტექნოლოგიების კომბინირებული დამუშავების მეთოდი უფრო ეფექტურია გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილებისთვის. ნაჩვენებია, რომ გეოსმინისა და 2-მიბ-ის სრული მოცილება ხდება მგნ-ში, რომელიც კომბინირებულია ბიოფილტრთან ან მოჰყვება ოზონაციას [42].

გამოიკვლეულია გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილება ორ წელზე მეტი ხნის განმავლობაში მგნ-ის გამოყენებით, რასაც მოჰყვა კოაგულაცია ან მიკროფილტრაცია. ამოიღებულია გეოსმინის დაახლოებით 60% და 2-მიბ კონცენტრაციების 80% მგნ და დახურული ფილტრების გამოყენებით 12 თვის მუშაობის შემდეგ [55]. მიუხედავად იმისა, რომ მგნ-ის მოცილების ეფექტურობა მიღწეულია ამ ნაერთების სუნის ზღურბლოვანი კონცენტრაციების ქვემოთ, რთული პროცედურა და ამ ტექნოლოგიის მაღალი ღირებულება ართულებს სასმელი წყლის გამწმენდ ნაგებობაში დანერგვას.

ფგკ ჩვეულებრივ ემატება წყალს ალუმინის მარილით დამუშავებამდე და უნდა დაემატოს განუწყვეტლივ სუნის გავრცელების სეზონის დროს [55-56]. ამჟამად ეს არის ყველაზე გავრცელებული ტექნოლოგია გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილებისთვის. ფგკ-ის ძირითადი უპირატესობებია მისი დაბალი ღირებულება და მისი გამოყენების შესაძლებლობა მხოლოდ საჭიროების შემთხვევაში. როდესაც გემოსა და სუნის პრობლემა გრძელვადიანი ხდება, გამოიყენება ფგკ. ვარაუდობენ, რომ ფგკ შეიძლება იყოს უფრო ეკონომიური ვიდრე მგნ უსიამოვნო სუნის პრობლემების გადასაჭრელად, თუ ნახშირბადის ადსორბცია საჭიროა წელიწადში სამ თვეზე ნაკლებ დროში [37-39]

მგნ-ის მსგავსად, რამდენიმე ფაქტორი, მათ შორის ფორების ზომის განაწილება, ზედაპირის მახასიათებლები, ფგკ-ის ტიპები, გონ-ის არსებობა და ფგკ დოზა, გავლენას ახდენს გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილების ფგკ ეფექტურობაზე. ნაჩვენებია, რომ კონკურენტული მექანიზმი დიდად არის დამოკიდებული ნახშირბადის ფორების ზომის განაწილებაზე [36]. აღმოჩნდა, რომ ადსორბენტში ფორების ზომის უფრო ფართო განაწილებამ გამოიწვია ფორების ნაკლებ ბლოკირება და, შესაბამისად, კონკურენციის ნაკლებობა. აღწერილია, თუ როგორ არის დამოკიდებული ფგკ-ის ეფექტურობა გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოსაშორებლად გამოყენებული ფგკ-ის ტიპზე [35, 37]. მათ აღმოაჩინეს, რომ ბიტუმინ ნახშირზე დაფუძნებული ფგკ უკეთესად მუშაობდა, ვიდრე

ლიგნითი ან ხეზე დაფუძნებული ფგკ. ასევე აღწერილია, რომ ხეზე დაფუძნებული ფგკ აჩვენებს დაბალ ადსორბციას 2-მიბ-სთვის ქოქოსის ან ნახშირზე დაფუძნებულ ფგკ-თან შედარებით [37]. ფგკ-ის შემთხვევაში, ფგკ-ის დოზის ოპტიმიზაცია მნიშვნელოვანი ფაქტორია, რადგან დოზის გადაჭარბებამ შეიძლება გამოიწვიოს ლამის გადაჭარბებული წარმოქმნა, ფილტრის მუშაობის შემცირება, უფრო დიდი საოპერაციო ხარჯები და მომხმარებელთა პრეტენზიები წყლის ხარისხთან დაკავშირებით [35].

მოწინავე დაჟანგვის პროცესი

მოწინავე დაჟანგვის პროცესები (მდპ), როგორცაა ოზონი, ულტრაიისფერი სხივები და წყალბადის ზეჟანგი (H_2O_2), ასევე ეფექტური მეთოდებია გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოსაშორებლად. გააქტიურებული ნახშირბადის ადსორბციის მსგავსად, წყალში ბუნებრივი ორგანული ნივთიერებების დახასიათებამ შეიძლება გავლენა მოახდინოს გეოსმინისა და 2-მიბ-ის ოზონაციაზეც (42). ამ კვლევამ დაასკვნა, რომ ორგანული ნაერთების უფრო მაღალი სპეციფიური ულტრაიისფერი სხივების შთანთქმის მახასიათებლებით ჰქონდა უფრო დაბალი კონტაქტის დრო და უფრო სწრაფი რეაქცია ოზონთან; ამრიგად, გეოსმინისა და 2-მიბ-ის ყველაზე მაღალი მოცილება (98%) შეინიშნება ყველაზე დაბალი კონტაქტის დროს. გარდა ამისა, ზოგიერთი ორგანული ნაერთი კონკურენციას უწევდა გეოსმინს და 2-მიბ-ს ოზონაციის დროს ჰიდროქსილის რადიკალების წარმოქმნისთვის [42]. მიუხედავად იმისა, რომ ულტრაიისფერი სხივები/ H_2O_2 -მა წარმატებით გაანადგურა გეოსმინი და 2-მიბ და ამოიღო ისინი, ოზონის დაჟანგვის პარამეტრებმა, როგორცაა pH, ოზონი და H_2O_2 დოზა, წყლის ტემპერატურამ და გეოსმინისა და 2-მიბ-ის საწყისი კონცენტრაციებმა, შეიძლება გავლენა იქონიოს როგორც გეოსმინის, ასევე გეოსმინის მოცილების ეფექტურობაზე. დაადგინდა, რომ ამ ნაერთების მოცილების ეფექტურობა გაიზარდა ტემპერატურის, ოზონის დოზის, pH და H_2O_2 -ის კონცენტრაციის მატებასთან ერთად. გამოიკვლეულია, რომ გეოსმინმა აჩვენა უკეთესი მოცილება, ვიდრე 2-მიბ

მეორე რიგის რეაქციის უკეთესი კინეტიკის გამო. მდპ-ებს შეუძლიათ ეფექტურად აღმოფხვრას გეოსმინი და 2-მიბ წყალში; თუმცა, გასათვალისწინებელია მაღალი ღირებულება და დაბინძურების პრობლემები.

ბიოლოგიური დამუშავება

გეოსმინი და 2-მიბ შეიძლება ბიოდეგრადირებული იყოს გრამდადებითი ბაქტერიებით, რადგან მათი სტრუქტურა ბიოდეგრადირებადი ალიციკლური სპირტებისა და კეტონების მსგავსია [28]. თუმცა, ბიოლოგიური პროცესებისთვის საჭიროა ელექტრონ-დონორი და ელექტრონის მიმღები სუბსტრატები. სუბსტრატები გადასცემს ელექტრონებს დონორიდან მიმღებში და უზრუნველყოფენ ენერჯიას გეოსმინისა და 2-მიბ ბიოდეგრადაციისთვის გამოყენებული ბაქტერიების ზრდისა შესანარჩუნებლად. ვინაიდან გეოსმინისა და 2-მიბ-ის სუნის ზღურბლის კონცენტრაცია ძალიან დაბალია (<10 ნგ/ლ), ამ ნაერთების არსებობა ნედლ სასმელ წყალში არ უწყობს ხელს მიკროორგანიზმების ზრდას ბიოფილტრებში. ამრიგად, გეოსმინი და 2-მიბ იქცევიან როგორც მეორადი სუბსტრატები, ხოლო ბიოფილმის მიკროორგანიზმები შენარჩუნებულია პირველადი სუბსტრატების მიერ [28]. ათვისებადი ორგანული ნახშირბადი და ბიოდეგრადირებადი გახსნილი ორგანული ნახშირბადი.

წინა კვლევების მიხედვით, უსიამოვნო სუნის გამომწვევი ნაერთების ამოღების ყველაზე გავრცელებული ბიოლოგიური მეთოდი ბიოფილტრაციაა. ერთ-ერთი პირველი კვლევა გეოსმინისა და 2-მიბ-ის ბიოლოგიური მოცილების გამოსაკვლევად სასმელ წყალში ჩატარდა 1995წელს. აღმოჩნდა, რომ ამ ნაერთების მოცილება ძალიან დაბალი იყო და ბიოდეგრადაცია არ იყო ყველაზე ეფექტური ტექნოლოგია ამ ნაერთების მოსაშორებლად. პირიქით, ნაჩვენებია, რომ გეოსმინი და 2-მიბ შეიძლება ამოღებულ იქნეს ბიოლოგიური ქვიშის ფილტრაციით. მათმა შედეგებმა აჩვენა, რომ ამ ნაერთების სწრაფი ბიოდეგრადირება

დაფიქსირდა ბიოლოგიურ ქვიშის ფილტრებში და გამოვლინდა ოთხი განსხვავებული ბაქტერია, რომლებიც პასუხისმგებელი იყვნენ ამ ბიოდეგრადაციაზე. ასევე ნაჩვენებია, რომ სხვადასხვა ფაქტორებმა, როგორცაა ტემპერატურამ, მედიის ტიპმა, ბიოდეგრადირებადი ორგანული ნივთიერებების კონცენტრაციამ და გადინების კონცენტრაციამ, შეიძლება გავლენა იქონიოს გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილების ეფექტურობაზე. კვლევამ აჩვენა, რომ უფრო მაღალი მოცილება დაფიქსირდა მაღალ ტემპერატურაზე, გადინების მაღალ კონცენტრაციებზე და BOM-ის მაღალ კონცენტრაციებზე [56].

წყლის დამუშავების სხვა ინოვაციური მეთოდები

არაერთმა კვლევამ, რომელიც ეხებოდა ზოგიერთ ინტეგრირებულ ტექნოლოგიას, როგორცაა მგნ + ბიოფილტრაცია და ოზონაცია + ბიოფილტრაცია, აჩვენა გეოსმინის და 2-მიბ-ის ეფექტური მოცილება და აქვს პოტენციალი შემდგომი განვითარებისათვის. ამ ტექნოლოგიების გამოსაყენებლად. დამუშავების ზოგიერთი სხვა ინოვაციური მეთოდი ბოლო წლებში იქნა გამოკვლეული. გეოსმინი და 2-მიბ შეიძლება ამოღებულ იქნეს ტიტანის დიოქსიდის ფოტოკატალიზის გამოყენებით. შედეგებმა აჩვენა როგორც გეოსმინის, ასევე 2-მიბ (>99%) მოცილება 60 წუთში. აღმოაჩინდა გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილება წყალში ულტრაბგერითი დასხივებით და მოცილების პროცესი შეიძლება მიღწეული იყოს წუთებში.

ალგაციდები (წყალმცენარეების დამორგუნველები)

უსიამოვნო სუნის ნაერთების წარმომქმნელი ნივთიერებები ასოცირდება წყალმცენარეებთან. ალგაციდებს შეუძლიათ მოკლან ან შეაფერხონ წყალმცენარეების ზრდა პირდაპირი ტოქსიკურობით ან მეტაბოლური ჩარევით. ისინი გამოიყენება სასმელი წყლის რეზერვუარებში უსიამოვნო სუნის პრობლემების გასაკონტროლებლად წყალმცენარეების აყვავებისას. ალგაციდები იყოფა ოთხ კატეგორიად, მათ

შორის ბუნებრივი, სპილენძზე დაფუძნებული, სინთეზური ორგანული და ოქსიდიზატორები.

ბუნებრივი ალგაციდები

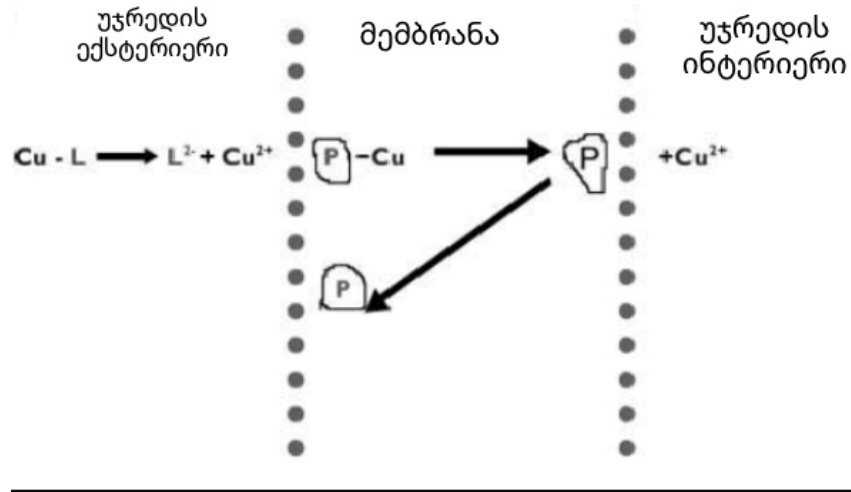
ბუნებრივი ალგაციდები არის ალელოპათიური ქიმიკატები, რომლებიც აფერხებენ მცენარის ზრდას, როდესაც ისინი ბუნებრივად გამოიყოფა სხვა მცენარის მიერ. ამ ტიპის ალგაციდები, როგორც წესი, უფრო ეფექტურია, ვიდრე სხვა ტიპის ალგაციდები, რადგან ის უზრუნველყოფს ჟანგბადის გაზრდილ მოთხოვნას, რომელიც გამოწვეულია წყალმცენარეების სიკვდილიანობით ამ ალგაციდების გამოყენების დროს.

ქერის ჩალა ერთგვარი ბუნებრივი ალგაციდია. ის ჩვეულებრივ გამოიყენება მცირე წყლის წყაროებში, როგორცაა ფერმის აუზები, პატარა ტბები ან პატარა წყალსაცავები. ნაჩვენებია, რომ ქერის ჩალა შედარებით ეკონომიური დამუშავებაა დაბალი საწყისი და საოპერაციო ღირებულების გამო; თუმცა, მისი კონტროლი ძნელია წყლის ქიმიური ფაქტორების გამო. ქერის ჩალა არ იქნა გამოყენებული ფართო მასშტაბით, რადგან ეს არ არის წყალმცენარეების კონტროლის ყოვლისმომცველი, მოწინავე და სასურველი ტექნოლოგია, რომელიც შეიცავს პოტენციურად უკონტროლო ფაქტორებს.

სპილენძზე დაფუძნებული ალგაციდები

სპილენძის ტოქსიკურობა აღმოაჩინეს ზოგიერთ კვლევაში, სადაც მემბრანის დაზიანება დაფიქსირდა 24 საათის განმავლობაში ციანობაქტერიის *Microcystis aeruginosa*-ს კულტივირებულ უჯრედებში სპილენძით დამუშავების შემდეგ (0.64 მგ/ლ Cu როგორც CuSO_4). დაბალი კონცენტრაციის დროს, სპილენძის იონები უნდა გადაიტანონ უჯრედებში მემბრანის მეშვეობით გაადვილებული დიფუზიის. სურათი 10 გვიჩვენებს

სპილენძის კომპლექსების ტრანსპორტირებას უჯრედის მემბრანაში დიფუზიის გზით.



ნახ. 10 სპილენძის კომპლექსების ტრანსპორტირება უჯრედში გაადვილებული დიფუზიით

სპილენძზე დაფუძნებული ალგაციდები, მათ შორის ქელირებული სპილენძი და სპილენძის სულფატი ორი ფორმით, გამოიყენებოდა წყალმცენარეების ეფექტური მოცილებისა და ზრდისთვის. სპილენძზე დაფუძნებული ალგაციდების დამუშავება თრგუნავს წყალმცენარეების სწრაფ რეპოპულაციას, განსაკუთრებით ქელატური ფორმების, ვინაიდან სპილენძის ქელირებული ფორმა შეიცავს ნაკლებ სპილენძს, ვიდრე სპილენძის სულფატს.

უფრო მეტიც, სპილენძზე დაფუძნებული ალგაციდები შეიძლება ნაკლებად ეფექტური იყოს ტუტე წყლებში ან დაბალ ტემპერატურაზე, თუმცა ქელატური ფორმები უკეთესად მოქმედებს. ამ ალგაციდების გამოყენებამ შეიძლება დათრგუნოს წყალმცენარეების გარკვეული სახეობები, თუ ისინი სწორად გამოიყენება.

სინთეზური ორგანული ალგაციდები

სინთეზური ორგანული ალგაციდები შეიწოვება წყალმცენარეებით და შლის მათ „მემბრანულად აქტიური“ ქიმიკატების შემცველობით, რომლებიც არღვევენ წყალმცენარეების მეტაბოლიზმს. დამუშავების ეს სწრაფი და სასარგებლო მეთოდები, როგორც წესი, გამოიყენება როგორც სარეზერვო გეგმა, როდესაც სპილენძზე დაფუძნებული წყალმცენარეები არაეფექტურია. სინთეზური ორგანული წყალმცენარეების შეზღუდვები მოიცავს გამოყენების შემდეგ წყლის შეზღუდული გამოყენების ხანგრძლივ პერიოდს; არჩევითი მახასიათებელი, რომელსაც ისინი უზრუნველყოფენ; და შესაძლოა ტოქსიკურობა სხვა სასურველი წყლის ფაუნისთვის (ვაგნერი, 2004). ამიტომ, სინთეზური ორგანული წყალმცენარეების გამოყენება არ შეიძლება ზოგიერთ სიტუაციაში. ზოოპლანქტონის ან სხვა ორგანიზმების მიმართ ტოქსიკურობა გავლენას ახდენს ეკოლოგიურ ბალანსზე წყალმცენარეების მოცილებისას წყლის სისტემებში.

ოქსიდიზატორი ალგაციდები

ოქსიდიზატორ ალგაციდებს აქვთ უნარი დაარღვიონ უჯრედული ფუნქციები, როგორცაა უჯრედული მემბრანების გარღვევა. ასე აშორებენ წყალმცენარეებს წყლის რესურსებში. ნატრიუმის კარბონატის პეროქსიჰიდრატი არის ოქსიდიზატორი ალგაციდების ტიპური ფორმა. ის მოქმედებს მხოლოდ ლურჯ-მწვანე წყალმცენარეებზე, ხოლო წყალმცენარეების სხვა ფორმებს სისტემაში ტოვებს ჟანგბადის წარმოებისთვის ფოტოსინთეზის გზით. ოქსიდიზატორ ალგაციდებს შეუძლიათ იმუშაონ სპილენძზე დაფუძნებულ წყალმცენარეებთან, როგორც დამუშავების ინტეგრირებულ მეთოდად. ოქსიდიზატორი ალგაციდები ასევე სწრაფად მუშაობენ და არ მდგრადი არიან წყლის სხეულში. თუმცა, ოქსიდიზატორი ალგაციდები შედარებით ახალი და მარტივი ტიპის ალგაციდებია სპილენძზე დაფუძნებულ ალგაციდებთან შედარებით.

ერთ-ერთი მცდელობა, რომელიც გაკეთდა ამ კონტექსტში, არის ახალი კოაგულანტის გამოყენების გამოკვლევა, რომელიც დაფუძნებულია მცენარეულ-მინერალურ კომპოზიტზე წყლის დასამუშავებლად [57-60], რომელიც შეირჩა ლამისა და ნარჩენების შესამცირებლად. წყალმცენარეებისა და გახსნილი ორგანული ნივთიერებების დასამუშავებლად ლაბორატორიული მასშტაბის სერიულ სისტემაში და საპილოტე მასშტაბის დინების სისტემაში (109 მ3/სთ). საპილოტე ნაგებობა დამონტაჟდა წყალმიმღების სადგურზე მდინარე ჰანიდან კორეაში. კოაგულანტი შედგება ადგილობრივი მცენარეული ექსტრაქტების (მაგ. *Camellia sinensis*, *Quercus acutissima* და *Castanea crenata*) და მინერალების (მაგ., ლოსი, კვარცის პორფირი და ბუნებრივი ცეოლიტი) ნარევებისგან [57-60]. წყალსაცავის წყლის დამუშავებისას, PMC-ის მოქმედება ეფექტური აღმოჩნდა ქლოროფილ-ა (88-98%), ფიტოპლანქტონის (84-92%) და ზოოპლანქტონის მოსაცილებლად [58]. უფრო მეტიც, წყალსაცავის წყალში ასევე დაფიქსირდა სიმღვრივისა და შეჩერებული მყარი ნივთიერებების მოცილების დაახლოებით 70% ეფექტურობა [59]. წინამდებარე კვლევაში შეფასდა წყალმცენარეების და მისი მეტაბოლიტების მოცილების ეფექტურობა კოაგულაციის პროცესის სასმელი წყლის სისტემაში. იმ შემთხვევისთვის, რომელიც მოითხოვდა უსიამოვნო სუნის წარმომქნელ ნაერთების მოცილების მაღალ ეფექტურობას, ულტრაიისფერ სხივებზე დაფუძნებული AOP-ები, ანუ ულტრაიისფერ სხივები/H₂O₂ და ულტრაიისფერ სხივებზე/Cl₂ პროცესები, ასევე შეფასდა, როგორც ორგანული ნაერთების კოაგულაციის პროცესის შემდეგი პროცესები. გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილების ეფექტურობა შეიძლება გაიზარდოს რამდენიმე ვარიანტის მეშვეობით, როგორცაა სხვადასხვა ადსორბენტების ერთდროული გამოყენება, უსაფრთხოებისა და სასმელი წყლის შემდგომი ვარგისიანობის მიღწევა. ულტრაიისფერ სხივებზე დაფუძნებული მეთოდები არის კარგად დამკვიდრებული პროცესები,

რომლებიც განხორციელდა მთელ მსოფლიოში და აქვს მკაფიო სარგებელი მარტივი ინსტალაციისა და მცირე ზომის გამო.

2.7. ბენტონიტის თიხებით წყლის გაწმენდა უსიამოვნო სუნის მოშორების მიზნით

ჩვენი კვლევის მიზანი იყო ბენტონიტის თიხების გამოყენების შესაძლებლობა წყლიდან უსიამოვნო სუნის მოსაცილებლად.

თიხა არის ყველაზე მნიშვნელოვანი, უხვი და დაბალფასიანი ბუნებრივი მასალა, რომელიც გვხვდება ყველგან, ყველა ტიპის კლდეში, სხვადასხვა ტიპის წყლის რესურსებში და ატმოსფერულ აეროზოლებში [61-69].

პრეისტორიული ეპოქიდან კაცობრიობა იყენებდა მას სამკურნალო მიზნებისთვის თავისი ბუნების სიმრავლისა და განსაკუთრებული თვისებების გამო. მე-20 საუკუნეში მეცნიერულმა განვითარებამ საშუალება მისცა გაეგო მისი გავლენა ადამიანის ჯანმრთელობაზე და შესწავლილიყო მისი სარგებლობისა და თვისებების მიზეზები. თვისებები, რომლებისთვისაც თიხა გამოიყენება არის მაღალი სპეციფიკური ზედაპირი, ადსორბციული უნარი, რეოლოგიური თვისებები, ქიმიური ინერტულობა და დაბალი ან ნულოვანი ტოქსიკურობა [67].

ბენტონიტურინ თიხების წარმოშობა

ბენტონიტი წარმოიქმნება მარილიან წყალში კრისტალების სპონტანური ნუკლეაციისა და ზრდისგან, ვულკანური ფერფლის შუშის კომპონენტებით, როგორც წყაროს მასალა, ასევე ფელდსპარებისა და მძიმე მინერალების ატმოსფეროდან ჰიდროთერმულად დაზიანებულ კლდეებში. პირველი ნახსენები მასალა არის ნამდვილი ბენტონიტი, რომელიც ქმნის სხვადასხვა სისქის ნალექს მსოფლიოს ბევრ ქვეყანაში, ისეთი სტრუქტურით, რომელიც საკმარისად ხელმისაწვდომი იყო - დანალექი ან ვულკანური წარმოშობის კრისტალური და ფლოკული ქანები.

თიხის მწარმოებლებისა და ბენტონიტის მასალების ექსპორტისა და იმპორტის შესახებ კომერციული მონაცემები გვხვდება ლიტერატურაში [59], რაც ასახავს, რომ ბენტონიტით მდიდარი თიხები გვხვდება მსოფლიოს თითქმის ყველა კუთხეში (ცხრილი 14).

ცხრ. 13 ბენტონიტის წარმოება და ექსპორტი 1997 წელს არსებული სტატისტიკის მიხედვით, ჩინეთი არ არის შეყვანილი

| ქვეყანა | წარმოება (კილოტონებში) | პროცენტი მსოფლიოს წარმოები | ექსპორტი (კილოტონებში) |
|-------------|---------------------------|----------------------------------|---------------------------|
| აშშ | 6,390 | 49.4 | 1007 |
| გერმანია | 1,111 | 8.6 | 73 |
| საბერძნეთი | 950 | 7.3 | 12 |
| ესპანეთი | 846 | 6.5 | 603 |
| იტალია | 543 | 4.2 | 182 |
| თურქეთი | 531 | 4.1 | 62 |
| იაპონია | 496 | 3.8 | 2 |
| ინდოეთი | 367 | 2.8 | 174 |
| კორეა | 167 | 1.3 | 6 |
| მექსიკა | 163 | 1.3 | 13 |
| გაერთიანებუ | 135 | 1.0 | 158 |
| არგენტინა | 132 | 1.0 | 35 |
| ბრაზილია | 110 | 0.8 | – |
| ჩეხეთის | 110 | 0.8 | 21 |
| კვიპროსი | 100 | 0.8 | 52 |
| სენეგალი | 100 | 0.8 | – |
| სხვები | 691 | 5.3 | 404 |
| სულ | 12,942 | 100.0 | 2804 |

ბენტონიტის დანალექებს აქვს თვისებები, რომელიც დამოკიდებულია საწყის შემადგენლობაზე და მარცვლოვანობაზე, აგრეთვე საბადოების ფოროვან-სითხის ქიმიაზე. კონტინენტის ჩრდილოეთით და დასავლეთით მყოფები უფრო მეტად ფერფლისებრნი არიან, სმექტიტის უფრო დაბალი შემცველობით, ფერფლის ვულკანურ წყაროებთან სიახლოვის ან ზღვის დონის რყევების დროს საბადოებში შეტანილი ხმელეთის მასალის გამო. ცენტრალურ აუზში საბადოები უფრო ერთგვაროვანია, შესაძლოა, უფრო მშვიდი ცენტრალური წყლების და

უფრო თხელი ტექსტურიებული მასალის შედეგად, რომელიც უფრო შორს არის დეკონირებული ვულკანური ფერფლის წყაროებიდან.

ბენტონიტის თიხის გამოყენება წყლიდან უსიამოვნო სუნის მოსაშორებლად

ბენტონიტური თიხა კარგად არის შესწავლილი და აჩვენებენ ფორიანობის მაღალ ხარისხს და გაფართოებულ ზედაპირის ფართობს.

ბენტონიტის თიხა სასმელი წყლის დასამუშავებლად

ბენტონიტური თიხით ადსორბცია დღეს გამოიყენება სასმელი წყლის დასამუშავებლად სხვადასხვა მიზნით. ისტორიული განვითარების მიმოხილვა აჩვენებს, რომ ბენტონიტური თიხის პირველი გამოყენება იყო 1910 წელს რედინგში, ინგლისი ქლორირებული წყლის დექლორაციის მიზნით. 1930-იან და 1940-იან წლებში, განსაკუთრებით ევროპაში, წყლის სამუშაოები იყენებდნენ ქლორის მაღალ დოზებს წყლის დეზინფექციისთვის ზედაპირული წყლების მზარდი დაბინძურების შემდეგ. ხშირად ბენტონიტის თიხით ფილტრაციას იყენებდნენ დექლორაციის მიზნით. თუმცა, ამ ფილტრებში დექლორირება არ შეიძლება ჩაითვალოს ადსორბციულ პროცესად, ვინაიდან ქლორის მოცილება დამოკიდებულია კატალიზურ რეაქციაზე, რომელიც მიმდინარეობს ნახშირბადის ზედაპირზე. თუმცა, ბენტონიტის თიხის გამოყენება დექლორაციის მიზნით დიდი ხნის წინ იყო მიტოვებული, ფილტრებში დამატებითი ჰალოფორმების და სხვა ქლორის ნაერთების წარმოქმნის გამო. ბენტონიტური თიხის გამოყენება ღვინის დამუშავებაში, გემოსა და სუნისთვის პასუხისმგებელი ნივთიერებების მოსაშორებლად თარიღდება 1920-იანი წლების ბოლოს. ღვინოში და ხილის წვენში არასასურველი გემო და სუნი ძირითადად განპირობებული იყო ფენოლების არსებობის შედეგად წყალში წარმოქმნილ ქლოროფენოლების არსებობას. წყალში გემოსა და სუნის გასაკონტროლებლად პირველად აშშ-ში 1929-1931 წლებში გამოიყენეს. როდესაც ბენტონიტის თიხა გამოიყენებოდა მარცვლოვანი ან ფხვნილის სახით 1960-იანი წლების

დასაწყისში წყლის დასამუშავებლად, მთავარი მიზანი იყო ორგანული ნაერთების მოცილება. ევროპაში, სადაც ზედაპირული წყლები ძლიერ იყო დაბინძურებული. 1960-იანი წლების დასაწყისში დაწყებულმა ინტენსიურმა გამოკვლევებმა აჩვენა, რომ წყლის წინასწარი დამუშავება ოზონით იყო ამ პრობლემის ეფექტური გადაწყვეტა.

ამჟამად, სასმელი წყლის დამუშავების პრობლემები სცილდება გემოსა და სუნის კონტროლის ფარგლებს. დიდი ყურადღება ეთმობა წყალში მრავალი ორგანული და არაორგანული ნაერთების რეგულირებას და კონტროლს. სინთეტიკური ორგანული ნაერთების არსებობის შესახებ შემოფოთება გაჩნდა 1960-იან წლებში. 1970-იანი წლებიდან დაწყებული იქნა აღიარებული, რომ წყლის დეზინფექციამ ქლორის გაზით ან ქლორის შემცველი ნაერთებით გამოიწვია ორგანული ნაერთების წარმოქმნა, რომლებსაც ერთობლივად უწოდებენ სადეზინფექციო ქვეპროდუქტებს, რომლებიც ექვმიტანილი იყო ჯანმრთელობისთვის მავნე ზემოქმედებაში. ამასთან დაკავშირებით, ბუნებრივი ორგანული ნაერთები წარმოადგენს ორგანული ნივთიერებების ძირითად ჯგუფს, რომლებიც მოქმედებენ როგორც წინამორბედები სადეზინფექციო ქვეპროდუქტებიწს ფორმირებისთვის. ასევე ნაჩვენებია, რომ წყლის წინასწარი დამუშავება ოზონით იწვევს არაორგანულ სახიფათო ქვეპროდუქტებს, როგორცაა ბრომატი. მრავალი ათწლეულის განმავლობაში, ბენტონიტის თიხაზე ადსორბცია კონტროლის ერთ-ერთ ყველაზე საიმედო მეთოდად ჩანდა. ამ ტიპის დამუშავება ჩვეულებრივ ტარდება ბენტონიტის თიხის ფილტრებში. ისინი, როგორც წესი, მოთავსებულია ქვიშის ფილტრაციის შემდეგ და დეზინფექციამდე, მაგრამ, წყლის მახასიათებლებისა და დამუშავების ობიექტიდან გამომდინარე, ფილტრები შეიძლება განთავსდეს გამწმენდი ნაგებობის სხვა ადგილებშიც. ზედაპირულ და მიწისქვეშა წყლებში სინთეზური ორგანული დამაბინძურებლების არსებობა დიდწილად განპირობებულია მუნიციპალური და სამრეწველო ჩამდინარე წყლების ჩაშვებით მიმღებ წყლებში გაწმენდილი ან დაუმუშავებელი სახით.

დაბინძურების ხელშემწყობი კიდევ ერთი ფაქტორია სოფლის მეურნეობაში სასუქებისა და პესტიციდების გაზრდილი გამოყენება და შესაბამისად წყალმცენარეების მიერ გამოყოფილი ნაერთები გარდა ამისა, ზედაპირულ წყლებში ჩაშვება არაწერტილოვანი წყაროებიდან, როგორცაა ურბანული ჩამონადენი, ასევე ზრდის დაბინძურებას. ზედაპირული და მიწისქვეშა წყლებიდან მიღებული ნედლი წყლები შეიცავს ბევრ ორგანულ ნაერთს, როგორცაა ფენოლები, პესტიციდები, ჰერბიციდები, ალიფატური და არომატული ნახშირწყალბადები და მათი ქლორირებული ანალოგი, საღებავები, ზედაპირულად აქტიური ნივთიერებები, ორგანული გოგირდის ნაერთები, ეთერები, ამინები, ნიტრო ნაერთები და ახლად წარმოქმნილი ნივთიერებები.

ბენტონიტური თიხის დახასიათება

ჩვეულებრივი თიხა მეტ-ნაკლებად წვრილმარცვლოვანია; ის თიხები, რომელიც შეიცავს სმექტიტის თიხის მინერალებს, აქვთ არაჩვეულებრივი სისუფთავე. ცნობილია, რომ სმექტიტური თიხები ფიზიკურად არასტაბილურია შეწოვის ან წყლის გამოყოფით შეკუმშვასთან ერთად, ვიდრე ილიტური ან კაოლინიტური თიხა, რაც მათ განსაკუთრებით მგრძობიარეს ხდის წყლის შემცველობის ცვლილების. სმექტიტები ფავორიტები არიან კოსმეტოლოგიასა და დერმატოლოგიაში მათი სორბციის პოტენციალისა და ადამიანის კანთან კარგი ურთიერთქმედების უნარის გამო. ჩვენ ყურადღებას გავამახვილებთ თიხების სხვა თვისებებზე, რომლებიც შეიცავს სმექტიტს, რომელიც წარმოადგენს ბენტონიტის დომინანტურ კომპონენტს.

ნატურალური სმექტიტური თიხების მინერალური შემადგენლობა

თიხები ზომიერი და დაბალი სმექტიტის შემცველობით

დანალექი წარმოშობის ბუნებრივი სმექტიტური თიხები, როგორცაა ნამდვილი ბენტონიტების უმეტესობა, შეიცავს სხვადასხვა

მინერალებს, რომლებიც დეჰონირდება სმექტიტის მინერალებთან ერთად ან წარმოადგენს ნაწილაკების ნარჩენებს, რომლებიც მოგვიანებით გარდაიქმნება სმექტიტად. ჩვეულებრივ, კვარცი, ქლორიტი, სულფიდები, სულფატები, ოქსიდები და კარბონატები, შესაბამისად, სხვადასხვა რაოდენობითაა წარმოდგენილი. გარკვეული მინერალების მნიშვნელოვანი კონცენტრაცია, როგორცაა სულფიდები, თაბაშირი და ქლორიდები, სმექტიტურ თიხაში, რომელიც გამოიყენება საცავეებში მაღალი რადიოაქტიური ნარჩენების მქონე კასრებში.

ამორფული არაორგანული მასალისა და ორგანული მასალის შემცველობა შეიძლება იყოს მნიშვნელოვანი. ამორფული მასალა ჩვეულებრივ შედგება SiO_2 და Al- და Fe-ჰიდროქსიდებისგან, რომლებიც ჩვეულებრივ შეადგენს რამდენიმე პროცენტს წონით, ხოლო ორგანული შემცველობა ჩვეულებრივ შეადგენს 0.2 სწ%-0.7 სწ%. არამექტიტის შემადგენელი კომპონენტები არ უწყობს ხელს თიხის დალუქვის ძალას, გარდა თაბაშირისა და ქლორიდებისა, რომლებიც დალექილი იქნება თერმული გრადიენტის ქვეშ მყოფი თიხის ცხელ ნაწილში. მას შემდეგ, რაც თერმული გრადიენტი გაქრება, ისინი შედიან ხსნარში და იშლებიან. ბუნებრივ სმექტიტით მდიდარ თიხებში კლდის წარმომქმნელი მინერალებიდან ზოგიერთი, უპირველეს ყოვლისა, ფელდსპარები და მიკა, გამოყოფს კალიუმს, რომელიც მოიხმარება სმექტიტის ილიტად გადაქცევისას და ცემენტირების აგენტების წარმოებით. მრავალი ბენტონიტის მინერალურ შემადგენლობას, რომლებიც გამოკვლეული იყო მათი ფიზიკური თვისებების მიხედვით მიმდინარე კვლევით სამუშაოებში. MX-80 არის ბრენდი, რომელიც განსაკუთრებით კარგად იქნა გამოკვლეული ლაბორატორიულ და საველე ექსპერიმენტებში.

კვარცი შემოთავაზებულია სმექტიტის ბუფერების შესაფერის კომპონენტად, რადგან ის მნიშვნელოვნად ზრდის თბოგამტარობას. თუმცა, $\text{pH} > 8$ -ზე, რომელიც შეიძლება მიღწეული იყოს Na-ბენტონიტისა და კვარცის ნარევეებში, სილიციუმის დიოქსიდის ხსნადობა

მნიშვნელოვნად იზრდება (ანუ 3 მოლ/ლ-დან 6 მოლ/ლ-ზე მეტამდე); საცავში ცხელ კასრთან ახლოს ბუფერიდან გამოთავისუფლებული სილიციუმი გადავა ცივ კლდეში, სადაც ის გროვდება და იწვევს ცემენტაციას.

თიხის ნაწილაკების მუხტის როლი

მარტივი ტესტები აჩვენებს, რომ სმექტიტის ნაწილაკები, რომლებსაც ჩვეულებრივ კვაზიკრისტალებს უწოდებენ, ატარებენ წმინდა უარყოფით მუხტს, ასახავს ნაწილაკებში არსებულ ელექტრულ პირობებს, მაგრამ ეს მაკროსკოპული მოვლენაა. ამის საპირისპიროდ, კრისტალური მუხტი არის სმექტიტების შინაგანი თვისება, რომელიც ჩვეულებრივ აიხსნება ტეტრაედრულ ფურცლებში ჩანაცვლებით და ცალკეული ლამელების ფურცელში არსებული ვაკანსიებით. ეს მუხტი არის წმინდა უარყოფითი და ვარაუდობენ, რომ დაბალანსებულია ლამელარული კათიონებით, რომლებიც ურთიერთშემცვლელია. დაბალი გისოსებით მუხტის მქონე სმექტიტებს აქვთ კათიონური გაცვლის უფრო მცირე სიმძლავრე, ვიდრე მაღალი მუხტის მქონეებს. წყლის შთანთქმა ინტერლამელარულ პოზიციებში იწვევს უფრო მეტ შეშუპებას დაბალი დამუხტვის მქონე სმექტიტებისთვის, ვიდრე მაღალი მუხტის მქონეებისთვის. არსებული მონაცემები ასევე ვარაუდობს, რომ დაბალი მუხტი სმექტიტები ქმნიან უფრო ძლიერ გელს და უფრო ბლანტ სუსპენზიას, ვიდრე მაღალი მუხტის სმექტიტები.

ანიონების-ის გაცვლის სიმძლავრე და სპეციფიური ზედაპირის ფართობი

სმექტიტის ადსორბირებული კათიონების ტიპი განსაზღვრავს ჰიდრატაციის ხარისხს და გავლენას ახდენს რეოლოგიურ თვისებებზე. მაქსიმალური გაფართოება მიღწეულია Li-სა და Na-სთვის, როგორც ადსორბირებული კათიონებისთვის, ხოლო მინიმუმამდეა Ca და პოლივალენტური კათიონებისთვის. ბუფერული თიხა საცავებში მაღალი

რადიოაქტიური ნარჩენების მქონე კასრების იზოლირებისთვის არის გამოყენებული. სათანადოდ ნატურალური Na ტიპის თიხა ან Ca სმექტიტი, რომელიც დამუშავებულია Na კარბონატით სამრეწველო მასშტაბით, რათა მიიყვანოს იგი Na ფორმამდე. ბუნებრივ სმექტიტურ თიხებში კათიონების ტიპი ასახავს მათ წარმოქმნის პირობებს და რა ცვლილებები განიცადეს. ელექტრო-ოსმოსური სტაბილიზაცია დაკავშირებულია რკინის კათიონების მიგრაციასთან სტაბილიზირებულ თიხაში და რომ ამ იონმა გაცვალა ნატრიუმის საწყისი კათიონები ძველ ნალექებში, რითაც უზრუნველყოფს დამატებით გაძლიერებას.

გაცვლის მექანიზმი

ადსორბირებული კათიონების გაცვლა შესაძლებელია ზოგადად მოქმედი წესის მიხედვით, რომ რაც უფრო მაღალია კათიონის ვალენტობა, მით უფრო ძლიერია შემცვლელი პოტენციალი, გარდა წყალბადისა, რომელსაც აქვს ძლიერი უნარი ჩაანაცვლოს Ca და რამდენიმე სხვა ბი- ან პოლივალენტური კათიონი. კალიუმი ამ მხრივ განსაკუთრებულ როლს ასრულებს მისი მცირე ზომის გამო: 2.66\AA , რაც ხდის მას ჟანგბადის შრის ღრუებში ჰოფმანის, ედელმანის და ფორსლინდის კრისტალების მოდელების მიხედვით და იქ ფიქსირდება. პრაქტიკული თვალსაზრისით, მნიშვნელოვანია ვიცოდეთ, რომ Ca ადვილად ანაცვლებს Na-ს, მაგრამ Na-ის კონცენტრაცია ფოროვან წყალში Ca-ის კონცენტრაციაზე გაცილებით მაღალი უნდა იყოს, ვიდრე Ca-ს Na-ით ჩაანაცვლება.

საყოველთაოდ მიჩნეულია, რომ ანიონები ვერ შედიან ლამელათაშორის სივრცეში დამუხტვის მიზეზების გამო და არც განლაგდებიან ლამელების წყობის ბაზალურ ზედაპირებზე. თუმცა, ისინი შეიძლება დაერთოს წყობის კიდევს, რომლებსაც შეიძლება ჰქონდეთ დადებითი ან უარყოფითი ელექტრული მუხტი, რაც დამოკიდებულია ფოროვანი წყლის pH-ზე. მჟავე პირობებში, კიდევს შეუძლიათ ანიონების მოზიდვა, მაგრამ ვინაიდან კიდევს ზედაპირის ფართობი არ არის

წყობის მთლიანი ფართობის დაახლოებით 10%-20%-ზე მეტი, მისი როლი ანიონის გაცვლაში მცირეა. ძალიან წვრილად დაფქული კაოლინიტისთვის ის შეიძლება იყოს პრაქტიკულად მნიშვნელოვანი, თუმცა უნდა გამოყენებული იქნას უარყოფითად დამუხტული იონების დასაჭერად, როგორცაა სულფატები, ფოსფატები, ნიტრატები და ქლორიდები.

დამაბინძურებლების მოშორება ბენტონიტის თიხის გამოყენებით

ცხადია, დღესდღეობით უფრო მეტი აქცენტი კეთდება სახიფათო ნარჩენების ეფექტური იზოლაციის აუცილებლობაზე, ვიდრე ადრე, მსოფლიოს უმეტეს ნაწილში. ამან გამოიწვია ისეთი რეგულაციები, როგორცაა ატომური ენერჯის საერთაშორისო სააგენტოს რეგულაციები რადიოაქტიური ნარჩენების შესახებ, და მრავალი წესი ნაკარნახევია ეროვნული ლიცენზირების ადმინისტრაციების მიერ. არაერთი ორგანიზაცია შეიქმნა სუფთა გარემოს დასამკვიდრებლად.

ბენტონიტური თიხა ასკანა

საბადო განლაგებულია ოზურგეთის რაიონის სოფ. ასკანაში

პალეოგენურ პერიოდში (კაინოზოური ჯგუფი) სამოცი მილიონი წლის წინ, ვულკანების ფერფლის წყალქვეშა დალექვის შედეგად პირობებში წარმოიშვა ბენტონიტური თიხა, რომელიც მთისპირის ტერიტორიაზეა განლაგებული. იგი ჰიდროთერმული წარმოშობისაა და მდებარეობს ორ უბანში: ციხისუბანსა და ვანისქედის უბანში.

1930 წელს შესწავლილი იქნა ციხისუბნის საბადო. 1952 წელს ჩატარდა დამატებითი ძიება. თიხა სახელწოდებით ასკანგლინი საბადოს ზედა ნაწილშია განლაგებული, ასკანგელი კი - ქვედა ნაწილში. იგი გამოიყენება ნავთობის გადამუშავების ტექნოლოგიურ პროცესში.

ასკანგელს დიდი რაოდენობით წყლის შეწოვის უნარი აქვს და იგი ბუნებრივ კოლოიდს წარმოადგენს. ასკანგელი ასევე გამოიყენება მანქანათმშენებლობაში, საღებავი ნივთიერებების დასამზადებლად,

კერამიკულ წარმოებაში, საპნისა და საფეიქრო მრეწველობაში, ღვინისა და ძმრის გაწმენდად ფილტრაციით.

ჩვენ გადავწყვიტეთ მისი გამოყენება სასმელი წყლიდან უსიამოვნო სუნის მოსაშორებლად.

თბილისის წყალსაცავის უსიამოვნო სუნის მქონე წყლის დამუშავება ბენტონიტის თიხით

ექსპერიმენტური ნაწილი

სინჯების აღება

სინჯების აღება ხორციელდებოდა საქართველოს მთავრობის დადგენილების „წყლის სინჯის აღების სანიტარული წესების შესახებ“ ტექნიკური რეგლამენტის მიხედვით [20].

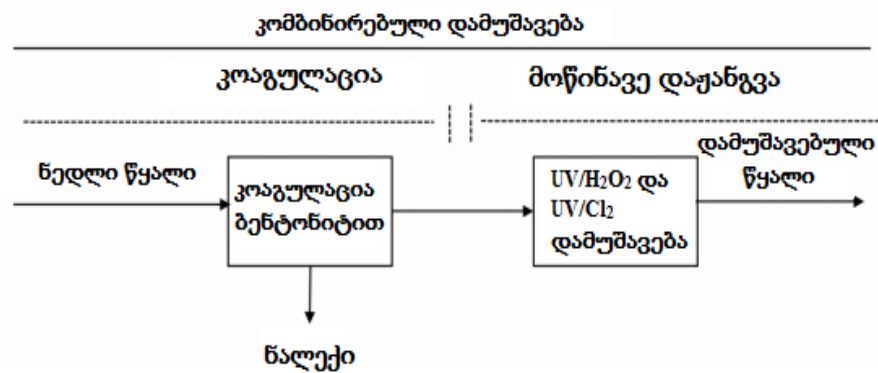
სინჯებს ვიღებდით დადგენილი პერიოდის ერთი კვირის განმავლობაში (12–18) მაისი, როდესაც უსიამოვნო სუნი განსაკუთრებულად მკვეთრია და იმავე დღეს გადანილი იყო ლაბორატორიაში.

რეაგენტები და მასალები

გამოყენებული ყველა რეაგენტი იყო ანალიტიკური ხარისხის. გეოსმინი (>97%) და მეთანოლში გახსნილი 2-მეთილისობორნეოლი (მიბ) (>98%) შეძენილი იქნა Sigma-Aldrich-იდან და განზავებული იქნა დეიონიზებულ წყალში შემდგომი გამოყენებისთვის. გოგირდის მჟავა (98.08%) და 30%-იანი წყალბადის ზეჟანგის ხსნარი (H_2O_2), HCl (30%) და ნატრიუმის ქლორიდი (>99%) ასევე შეძენილი იქნა და Sigma-Aldrich-იდან. კოაგულანტი შედგებოდა ასკანას ბენტონიტური თიხის ფხვნილისაგან.

ასკანას თიხის კოაგულაციის ეფექტურობის შესამოწმებლად პილოტური მასშტაბით ($109 \text{ მ}^3/\text{სთ}$), კოაგულანტის სხვადასხვა დოზები (0, 10, 20, 30 და 40 მგ/ლ) შეფასებული იყო ქლოროფილ-A-სთვის. სიმღვრივე და UV254 ქლოროფილის კონცენტრაციის გაზომვა განხორციელდა PLC

ავტომატური კონტროლის სისტემის გამოყენებით. ქლოროფილ-A-ს კონცენტრაცია ნედლ წყალში მერყეობდა 2.3-დან 156 მგ/მ³-მდე. კოაგულაციის პროცესის შემდეგ, დამუშავებული წყალი დაიყო UV-სპექტროფოტომეტრის ექსპერიმენტების ჩასატარებლად. UV-სპექტროფოტომეტრის სისტემაში ნაკადის სიჩქარე იყო დაახლოებით 1.8 მ³/სთ, ხოლო გეოსმინი, 2-მიბ იყო ჩასმული ულტრაიისფერი რეაქტორის გადინებაში. ულტრაიისფერი რეაქტორი იყო LPA15 სისტემის ერთი დაბალი წნევის ამალგამის ნათურით 871,8 მჯ/სმ². დამაბინძურებლებისა და ოქსიდანტების (ანუ წყალბადის ზეჟანგი და ქლორი) მარაგის ხსნარები შეჰყავდათ UV-სპექტროფოტომეტრის შემომავალი მილში ცალკე საინექციო პორტების მეშვეობით. ჩამდინარე წყლების სინჯის აღების პორტი საკმარისად შორს იყო ინექციის პორტებიდან ქვემოთ, რათა უზრუნველყოფილიყო, რომ ნაკადი კარგად იყო შერეული სინჯის აღების პორტში მისვლამდე და შეგროვებული იყო ნიმუშები. კომბინირებული დამუშავების სქემა დიზაინი ნაჩვენებია ნახაზზე 11.



ნახ. 11 კომბინირებული დამუშავების სქემა, ბენტონიტით კოაგულაცია, რასაც მოჰყვება UV-ზე დაფუძნებული მოწინავე დაჟანგვის პროცესები

ანალიზი

სიმღვრივე გაზომილი იყო Hach 2100 N ტურბიდიმეტრის გამოყენებით. მთლიანი ორგანული ნახშირბადის (მონ) ანალიზატორი გამოიყენეს ნიმუშებში გახსნილი ორგანული ნახშირბადის გასაზომად ცელულოზის აცეტატის მემბრანის მეშვეობით ფილტრაციის შემდეგ

(ფორების ზომა: 0.45 მკმ). სპექტროფოტომეტრი გამოიყენებულ იქნა ნიმუშების UV254-ის გასაზომად მემბრანის მეშვეობით ფილტრაციის შემდეგ (ფორების ზომა: 0.45 მკმ). pH მეტრი, რომელიც ყოველდღიურად კალიბრირდებოდა pH 4.0, 7.0 და 10.0 სტანდარტების გამოყენებით, გამოიყენებოდა წყლის ნიმუშების pH-ის გასაზომად. ძეტა-პოტენციალის და ნაწილაკების ზომის ანალიზატორი გამოყენებული იყო კოაგულანტის ძეტა პოტენციალის დასადგენად.

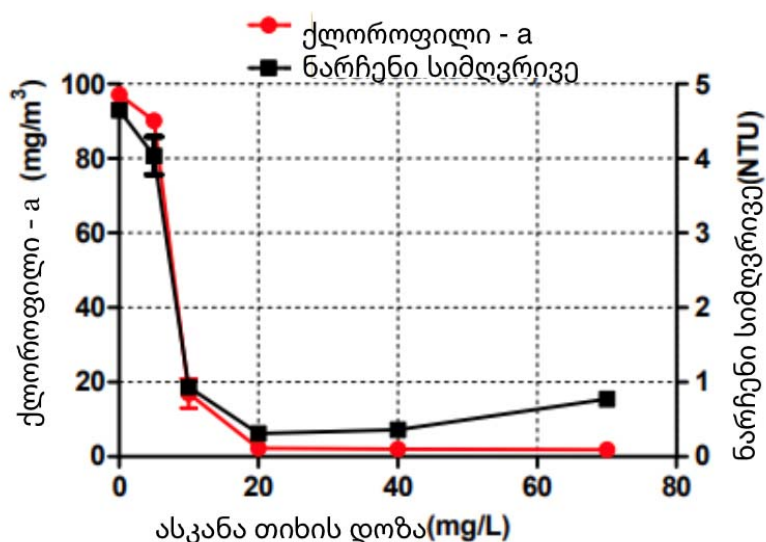
გეოსმინისა და 2-მიბ-ის კონცენტრაციები განისაზღვრა ხდებოდაგაზის ქრომატოგრაფის გამოყენებით, რომელიც აღჭურვილი იყო Polaris Q იონ-ხაფანგის მასის სპექტრომეტრით. სხვადასხვა ნაერთების გამოყოფა მიღწეული იქნა J&W CP-Sil 5 CB MS სვეტის გამოყენებით (სიგრძე: 30 მ; შიდა დიამეტრი: 0,25 მმ; ფირის სისქე: 0,25 მკმ; GC ღუმელის ტემპერატურა შენარჩუნდა 40 °C-ზე 2 წუთის განმავლობაში, გაიზარდა 7 °C წთ-1-მდე 200 °C-მდე, რომელიც შენარჩუნდა 2 წუთის განმავლობაში. გაზის მატარებელად გამოიყენებოდა ჰელიუმი 1 მლ წთ-1 მუდმივი დინების სიჩქარით. ინექციიდან 3 წუთის განმავლობაში გაყოფილი გამწოვი გაიხსნა. ელექტრონის ზემოქმედების იონიზაციის რეჟიმები იყო შემდეგი: იონის წყაროს ტემპერატურა 230 °C; გადაცემის ხაზის ტემპერატურა 280 °C; გამხსნელის დაყოვნების დრო 5 წთ; ელექტრონის ენერჯია 70 ევ. სრული სკანირების მასის სპექტრები მიღებული იყო მასა-დამუხტვის თანაფარდობის სკანირებით, რომელიც მერყეობს 50-დან 350-მდე, რათა დადგინდეს შესაბამისი მასები შერჩეული იონის მონიტორინგისთვის.

პეროქსიდაზას N,N-დიეთილ-p-ფენილენდიამინის განსაზღვრის ფერომეტრიული მეთოდი გამოყენებული იყო H₂O₂ და ქლორის კონცენტრაციების დასადგენად DR/2500 სპექტროფოტომეტრის გამოყენებით 530 ნმ. სპექტროფოტომეტრი დაკალიბრებული იყო 10 მლ წყლის ნიმუშის გამოყენებით. 10 მლ წყლის ნიმუში პიპეტირდება ნიმუშის უჯრედში. შემდეგ დაემატა ერთი DPD ქლორის ფხვნილის ბალიში და კარგად

აურიეთ. 25 მკლ (1 გ/ლ პეროქსიდაზას მარაგის ხსნარი) პეროქსიდაზას რეაგენტის დამატების შემდეგ, ქლორის კონცენტრაცია იზომება მგ/ლ-ში. H_2O_2 -სთვის ქლორის შედეგი ორად იყოფოდა.

შედეგები და მსჯელობა

ნახ.12 გვიჩვენებს წყალმცენარეებისა და სიმღვრივის მოცილების ეფექტურობას ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის სხვადასხვა დოზის ფუნქციით 0-დან 70 მგ/ლ-მდე 22-დან 25 °C-მდე. საერთო ჯამში, წყალმცენარეებისა და სიმღვრივის დეგრადაციის ტენდენციები მსგავსი იყო. როგორც წყალმცენარეების, ასევე სიმღვრივის მოცილების ეფექტურობა იზრდებოდა ასკანას თიხის დოზის 20 მგ/ლ-მდე გაზრდით, ასკანას თიხის დოზის შემდგომი ზრდა ამცირებს წყალმცენარეებისა და სიმღვრივის მოცილების ეფექტურობას. წყალმცენარეების ყველაზე მაღალი მოცილება აღმოჩნდა 98% 20 მგ/ლ ასკანას თიხის გამოყენებისას. სიმღვრივის შემთხვევაში, მოცილების ეფექტურობა იყო დაახლოებით 94% 20 მგ/ლ ასკანას თიხის დროს, მაგრამ ის შემცირდა 83.4%-მდე 70 მგ/ლ ასკანას თიხის გამოყენებისას. იგულისხმება, რომ ნაწილაკები ერთმანეთს



ნახ. 12 ქლოროფილ-*a*-ს კონცენტრაცია და ნარჩენი სიმღვრივე მოცილების შემდეგ ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის სხვადასხვა დოზებით (0, 5, 10, 20, 40 და 70 მგ/ლ)

უკუაგდებენ

ადსორბირებული

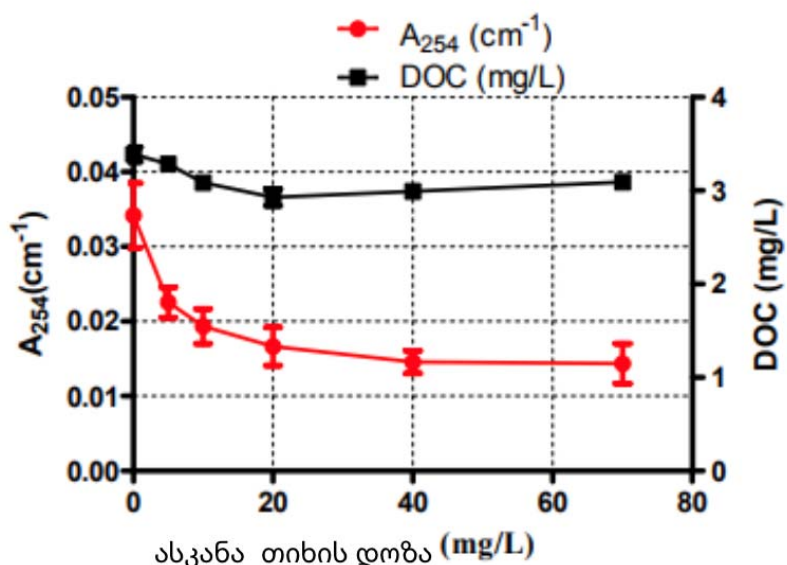
პოლიკათიონებით

გამოწვეული

ძლიერი

ელექტროსტატიკური ძალების გამო, როგორც ადრე იყო მოხსენებული. ასკანას თიხით მიღწეული წყალმცენარეების მოცილების ეფექტურობა იყო დაახლოებით 10-დან 19%-მდე უფრო მაღალი, ვიდრე წინა სამუშაოებში ალუმინის მარილების გამოყენებით.

ნახ. 13 გვიჩვენებს UV254-ისა და ასკანას თიხის მოცილების ეფექტურობას ასკანას თიხის საწყისი დოზის ფუნქციის მიხედვით. UV254 და ასკანას თიხა არის პარამეტრები გახსნილი ორგანული ნივთიერებების მოცილების მონიტორინგისთვის და კოაგულანტის დოზების კონტროლისთვის წყალმომარაგების სისტემებში მონ-ის მოსაშორებლად. საწყისი UV254 და ასკანას თიხის საწყისი კონცენტრაცია იყო 0,034 სმ⁻¹ და 3,4 მგ/ლ, შესაბამისად. კოაგულაციის პროცესში, ორივე პარამეტრის მოცილების ეფექტურობა, ანუ UV254 და ასკანას თიხა, დოზის გაზრდით (სურათი 3). 20 მგ/ლ ასკანას თიხის გამოყენებისას. UV254 და ასკანას თიხით მოცილება აღმოჩნდა შესაბამისად 51% და 14%. UV254-ის მოცილების უფრო მაღალი ეფექტურობა, ვიდრე ასკანას თიხით მოცილება, მიუთითებს იმაზე, რომ ჰიდროფობური და დიდი არომატული ნაერთები უპირატესად ამოღებულ იქნა კოაგულაციის პროცესის მეშვეობით. მცირე ალიფატური ნაერთები არ შთანთქავს ულტრაიისფერ სხივს, რადგან მათ არ აქვთ კონიუგირებული ორმაგი ბმები და, შესაბამისად, არ არის გამოვლენილი UV254 გაზომვებით. ეს დასკვნა ეთანხმება წინა კვლევებს.

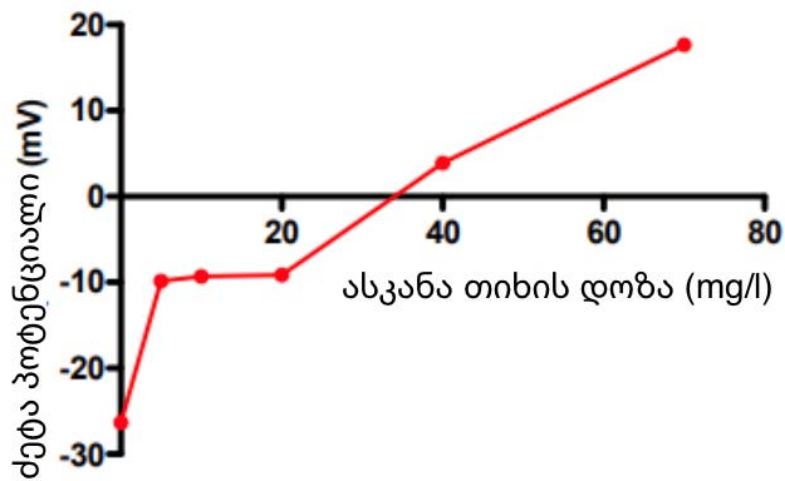


ნახ. 13 UV254-ისა და გახსნილი ორგანული ნაერთების მოცილება ლაბორატორიული მასშტაბით ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის სხვადასხვა დოზების გამოყენებით (0, 5, 10, 20, 40 და 70 მგ/ლ)

ასკანას თიხის ძეტა პოტენციალი

საცდელი წყლის ძეტა პოტენციალი ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის სხვადასხვა დოზებში განისაზღვრა სიმღვრივისა და წყალმცენარეების მოცილების მექანიზმის გამოსაკვლევად. ასკანას თიხა დოზის 0-დან 70 მგ/ლ-მდე გაზრდით, ძეტა პოტენციალი გაიზარდა -26.3 მვ-დან +27.1 მვ-მდე (სურათი 4). ეს შეიძლება აიხსნას ასკანას თიხას ხსნარის დადებითი მუხტით (+44,86 მვ). იზოელექტრული წერტილი აღმოჩნდა დაახლოებით 20-40 მგ/ლ ასკანას თიხის დოზის დროს, რის დიაპაზონი ახლოსაა წყალმცენარეებისა და სიმღვრივის მოცილებისთვის ასკანას თიხის ოპტიმალურ დოზასთან, ანუ 20 მგ/ლ (სურათი 4). ეს შედეგი მიუთითებს იმას, რომ მუხტის განეიტრალება შეიძლება იყოს წყალმცენარეებისა და სიმღვრივის ძირითადი მოცილების მექანიზმი კოაგულაციის პროცესში. ასკანას თიხის 20 მგ/ლ-ზე მაღალი დოზის დროს, ხსნარის მუხტის შეცვლა უარყოფითიდან დადებითზე შეიძლება

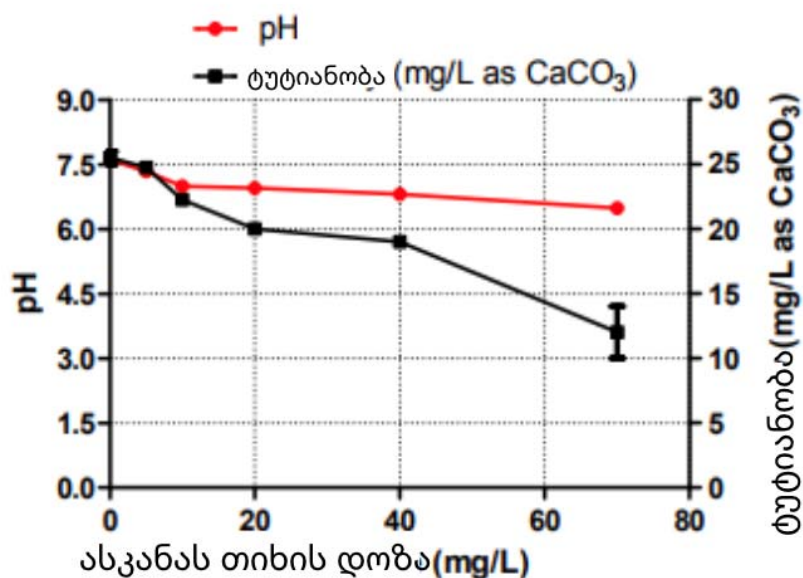
გამოიწვიოს ნაწილაკების რესტაბილიზაცია. ნაწილაკებს შეეძლოთ ერთმანეთის მოგერიება, ძლიერი ელექტროსტატიკური ძალების გამო, რომლებიც გამოწვეულია ადსორბირებული პოლიკათიონებით. გარდა ამისა, ცნობილია, რომ წყალმცენარეების ბიოკოლოიდები ატარებენ უარყოფით ზედაპირულ მუხტს pH-ის უმეტეს დონეზე. ამრიგად, ასკანას თიხის წყალმცენარეების მოცილების მაღალი ეფექტურობა შეიძლება მიეკუთვნებოდეს მუხტის განეიტრალების მექანიზმებს და ურთიერთმიზიდულობის მოქმედებაზე უარყოფითად დამუხტულ წყალმცენარეებსა და ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის დადებითად დამუხტულ კომპონენტებს შორის (მაგ., ცეოლიტი, ქერის ქვა და სხვა).



ნახ. 14 ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის დოზის (0, 5, 10, 20, 40 და 70 მგ/ლ) ეფექტი ძეტა პოტენციალზე

pH და ტუტეანობა

სხნარის pH და ტუტეანობის ცვლილებები ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის სხვადასხვა დოზებით კოაგულაციის შემდეგ ნაჩვენებია ნახაზზე 15.



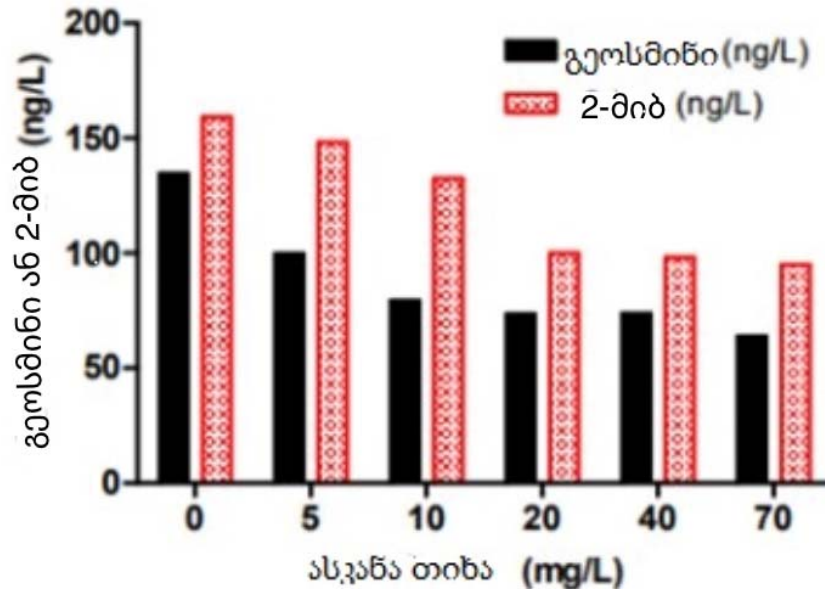
ნახ. 15 კოაგულანტის დოზის ეფექტი pH-ზე და ტუტანობაზე ასკანას თიხის კოაგულანტის სხვადასხვა დოზების გამოყენების დროს (0, 5, 10, 20, 40 და 70 მგ/ლ)

ნედლი წყლის საწყისი pH იყო დაახლოებით 7.8. ტესტი ჩატარდა ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის სხვადასხვა დოზებით და შეფასდა ასკანას თიხის დოზის ეფექტი წყლის pH-ზე. დაფიქსირდა, რომ წყლის pH შემცირდა ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის დამატების შემდეგ. ასკანას თიხა დოზის გაზრდამ შეამცირა წყლის pH და ტუტანობა. pH შემცირდა დაახლოებით 7.0-მდე ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის ოპტიმალურ დოზაზე, რაც მიუთითებს იმაზე, რომ ასკანას თიხა კოაგულანტის ტუტანობა ნაკლებია ალუმინზე დაფუძნებულ ქიმიურ კოაგულანტებთან შედარებით.

ასკანას თიხის გამოყენება გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილებისთვის

გამოკვლევული იყო სხვადასხვა ასკანას თიხის დოზების გეოსმინისა და 2-მიბ მოცილების ეფექტურობაზე. კოაგულაციის პროცესში ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტი შეჰყავდათ 70 მგ/ლ-მდე. გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილების ეფექტურობა გაიზარდა ასკანას თიხის დოზის

გაზრდით ორივე პროცესში (ნახ. 16). გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილების ეფექტურობა 20 მგ/ლ ასკანას თიხის დროს იყო დაახლოებით 46% და 37%, შესაბამისად. მოცილების ეფექტურობა უფრო მაღალი იყო გეოსმინისთვის, ვიდრე 2-მიბ-ისთვის. ეს მიეკუთვნებოდა გეოსმინის უფრო ბრტყელ სტრუქტურას და ხსნადობას, ვიდრე 2-მიბ.



ნახ. 16 გეოსმინისა და 2-მეთილისობორნეოლის (2-მიბ) მოცილების ტენდენციები ასკანას თიხით ლაბორატორიული მასშტაბით (გეოსმინის საწყისი კონცენტრაცია = 134,58 ნგ/ლ; საწყისი 2-მიბ კონცენტრაცია = 159,02 ნგ/ლ; ასკანას თიხის დოზა: 0, 5, 10, 20, 40 და 70 მგ/ლ)

ნახაზ 16-ის შედეგებიდან აღმოჩნდა, რომ ასკანას თიხით კოაგულაციის პროცესს შეუძლია გარკვეული რაოდენობის გეოსმინის და 2-მიბ ამოღება, და ასკანას თიხა აჩვენებს გეოსმინის (46%) და 2-მიბ (37%) მოცილების უფრო მაღალ ეფექტურობას, ვიდრე სხვა ქიმიურ კოაგულანტები, რომელიც ადრე იყო მოხსენებული. ასკანას თიხით კოაგულაციის შემდეგ, ნარჩენი გეოსმინი და 2-მიბ აღმოჩნდა დაახლოებით 73,63 და 99,85 ნგ/ლ, შესაბამისად. თუმცა, გეოსმინისა და 2-მიბ-ის კონცენტრაციების საშუალო ზღვარი არის დაახლოებით 10 ნგ/ლ, ამიტომ გეოსმინისა და 2-მიბ-ის შემდგომი მოცილება ჯერ კიდევ საჭიროა. ამ

ნაერთების მოცილების ეფექტურობის გასაზრდელად ჩატარდა ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულაციის პროცესი.

წყალმცენარეების სახეობების თანდასწრებით დამუშავებას ჟანგვის პროცესების გამოყენებით აქვს ისეთი ნაკლოვანებები, როგორცაა არასასურველი ტოქსინები და გემოსა და სუნის ნაერთები; ამიტომ, მოწინავე ჟანგვის პროცესი გამოყენებული იქნა კოაგულაციის პროცესის შემდეგ ასკანას თიხის ოპტიმალური დოზით, ანუ 20 მგ/ლ. გარდა ამისა, ვინაიდან მოწინავე ჟანგვის პროცესების მუშაობაზე მნიშვნელოვნად მოქმედებს ასკანას თიხა და UV254 დონე, მოწინავე ჟანგვის პროცესების უფრო მაღალი მოქმედება მოსალოდნელია ასკანას თიხაზე დაფუძნებული პროცესით კოაგულაციის შემდეგ.

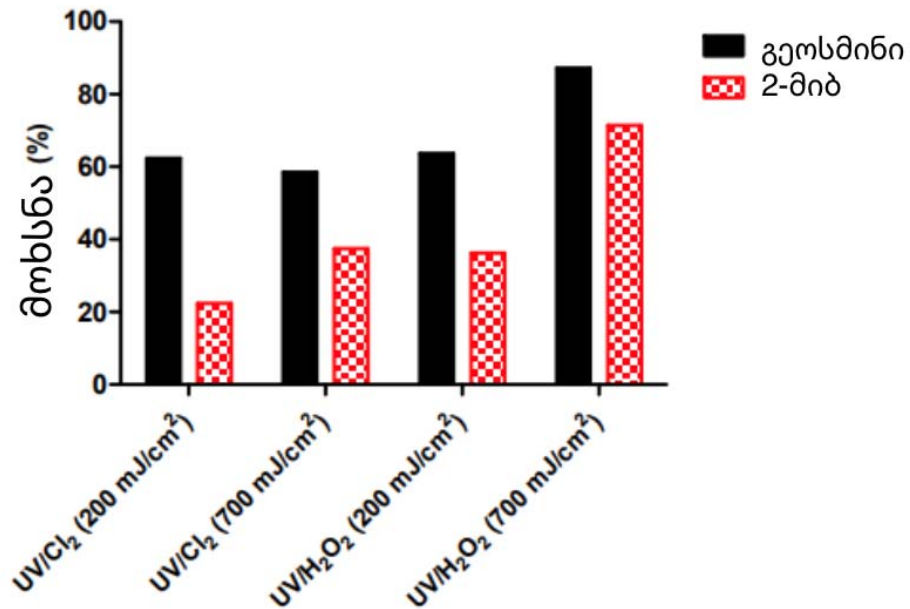
ნახ. 17 გვიჩვენებს გეოსმინის და 2-მიბ მოცილებას UV/Cl₂ და UV/H₂O₂ პროცესებით. UV დოზები იცვლებოდა დაახლოებით 200 და 700 მჯ/სმ², ხოლო ოქსიდანტის დოზა იყო 5 მგ/ლ. სატესტო წყლის საწყისი pH იყო დაახლოებით 6.9, მაგრამ ის გაიზარდა 7.4-მდე 5 მგ/ლ Cl₂-ის ინექციის შემდეგ ნატრიუმის მარილმჟავას ხსნარის ძირითადი pH-ის და გამოსაცდელი წყლის დაბალი ბუფერული სისტემის გამო (ტუტე = 27.5 მგ/L, როგორც CaCO₃). H₂O₂-ის შეყვანის შემდეგ pH ცვლილება არ დაფიქსირებულა.

ორივე პროცესში, გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილების ეფექტურობა გაიზარდა UV დოზის გაზრდით. გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილება პროცესებში შეიძლება აიხსნას [•]OH წარმოქმნით და ამ ნაერთებთან რეაქციით. ცნობილია, რომ გეოსმინი და 2-მიბ არ არის ფოტორეაქტიული ნაერთები, მაგრამ ძალიან რეაქტიულია [•]OH (KOH, გეოსმინი = $7,8 \times 10^9$ M⁻¹/წმ და KOH, 2-მიბ = $5,1 \times 10^9$ M⁻¹ /წმ) [40].

იმავე UV დოზით 700 მჯ/სმ², UV/H₂O₂ პროცესი აჩვენებს უფრო მაღალ მოცილების ეფექტურობას (87.2% გეოსმინი და 71.4% 2-მიბ), ვიდრე UV/Cl₂ პროცესი (62% გეოსმინი და 38% 2-მიბ). ეს შედეგი შეიძლება აიხსნას თავისუფალი ქლორის (HOCl და OCl⁻) სპეციაციით pKa-სთან.

7.5. 7,5-ზე მაღალი pH-ის პირობებში, OCl^- არის უპირატესი და ცნობილია, რომ $\cdot\text{OH}$ დაცლის სიჩქარე OCl^- -ით (KOH , $\text{OCl}^- = 8,80 \times 10^9 \text{ M}^{-1}/\text{წმ}$) გაცილებით მაღალია, ვიდრე H_2O_2 (KOH , $\text{H}_2\text{O}_2 = 2,7 \times 10^7 \text{ M}^{-1}/\text{წმ}$) და HOCl (KOH , $\text{HOCl} = 8,46 \times 10^4 \text{ M}^{-1}/\text{წმ}$ [41]; შესაბამისად. გოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილების ეფექტურობა $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ პროცესში შეიძლება იყოს უფრო მაღალი pH 7-ზე მეტი ვიდრე UV/Cl_2 პროცესი [36]. ორ ნაერთს შორის, გოსმინის მოცილების ეფექტურობა იყო 2-მიბ-ზე მაღალი ორივე პროცესში.

ეს იმიტომ ხდება, რომ გოსმინს აქვს უფრო მაღალი რეაქტიულობა $\cdot\text{OH}$ -თან ვიდრე 2-მიბ.



ნახ. 17 გოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილების ტენდენციები UV/Cl_2 და $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ პროცესებით ლაბორატორიული მასშტაბით (გოსმინის საწყისი კონცენტრაცია: 134,58 ნგ/ლ; საწყისი 2-მიბ კონცენტრაცია: 159,02 ნგ/ლ; UV დოზა: 0, 200 და 700 მჯ/სმ²; Cl_2 დოზა: 5 მგ/ლ; H_2O_2 დოზა: 5 მგ/ლ; საწყისი pH: 6.9)

კოაგულაციის ტესტი

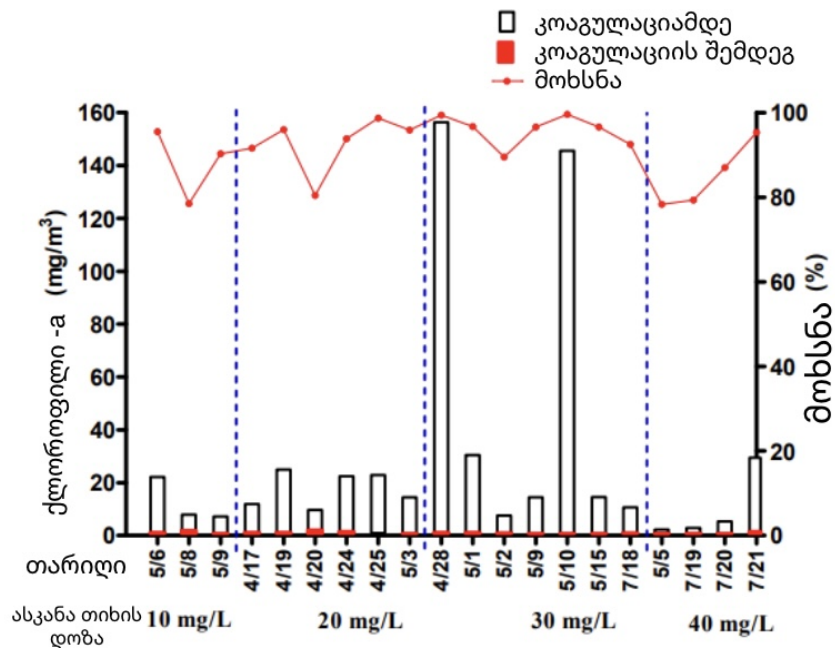
ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულაციის ექსპერიმენტები ჩატარდა ასკანას თიხის სხვადასხვა დოზებით (10-დან 40 მგ/ლ-მდე) 109

მ³/სთ ნაკადის სიჩქარით. ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის წყალმცენარეების მოცილების ეფექტურობა ტესტებში ნაჩვენებია ნახაზზე 18. ქლოროფილი A-ს მოცილების ეფექტურობა ტესტებში აღმოჩნდა 78.0-96.0%, 80.0-98.7%, 90.0-99.6% და 78-95% (დამოკიდებულია ექსპერიმენტის პერიოდზე) ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის დოზებით 10, 20, 30 და 40 მგ/ლ, შესაბამისად (სურათი 8). წყალმცენარეებისა და სიმღვრივის მოცილების ტენდენციები მსგავსი იყო. ასკანას თიხით კოაგულაციის პროცესმა აჩვენა წყალმცენარეების მოცილების კარგი ეფექტურობა ტესტებში.

ნახ. 19 გვიჩვენებს სიმღვრივესა და UV254 მონაცემებს ასკანას თიხით კოაგულაციის პროცესამდე და მის შემდეგ. ნედლი წყლის სიმღვრივე მერყეობდა 1.6-დან 11.8-მდე. სიმღვრივის მოცილების ეფექტურობა ტესტებში აღმოჩნდა 33.3-41.4%, 41.2-77.4%, 48.3-84.0% და 36.7-78.9% (დამოკიდებულია ექსპერიმენტის პერიოდზე) ასკანას თიხა დოზებით 10, 20, 30 და 40 მგ/ლ, შესაბამისად (სურათი 9a). გარდა ამისა, UV254 მოცილების საშუალო ეფექტურობა ტესტებში იყო დაახლოებით 35.6-45.7%, 41.4-48.9%, 36.7-62.4% და 42.6-57.6% (დამოკიდებულია ექსპერიმენტის პერიოდზე) ასკანას თიხა დოზებით 10, 20, 30 და 40 მგ/ლ, შესაბამისად (ნახ. 19b). გარდა ამისა, კოაგულაციის პროცესის სიმღვრივის მოცილების ეფექტურობა გაიზარდა სიმღვრივის დონის მატებასთან ერთად. მიუხედავად იმისა, რომ სიმღვრივის მოცილების ეფექტურობა არ იყო ისეთი მაღალი, როგორც ლაბორატორიული ტესტი, დამუშავების შემდეგ სიმღვრივის დონე დაბალი იყო.

ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის ოპტიმალური დოზა იყო 20 მგ/ლ სიმღვრივის ყველა დონისთვის ლაბორატორიული ტესტებში. თუმცა, ტესტებისთვის ოპტიმალური დოზა იცვლებოდა სიმღვრივის დონის მიხედვით 20-30 მგ/ლ, რაც 10 მგ/ლ უფრო მაღალი დოზაა, ვიდრე ლაბორატორიული ტესტი. ტესტის წყლის სიმღვრივის მაქსიმალური დონეები იყო 4.6 და 11.8 შესაბამისად. ასკანას თიხა დოზის შემდგომი

ზრდა (40 მგ/ლ) ამცირებს სიმღვრივის მოცილების ეფექტურობას. ეს მიუთითებს მუხტის შებრუნების შემთხვევაზე, რაც იწვევს წყალში ნაწილაკების დადებითად დამუხტვას კოაგულაციის პროცესის დროს და, შესაბამისად, ნაწილაკები იწყებენ რესტაბილიზაციას ასკანას თიხის კოაგულანტის მაღალი დოზებით. ანალოგიურად, ქიმიური კოაგულანტები, როგორცაა



ნახ. 18 ქლოროფილ-ა-ს კონცენტრაციები კოაგულაციამდე და მის შემდეგ ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის გამოყენებით ტესტებში (ასკანას თიხა დოზა: 10, 20, 30 და 40 მგ/ლ)

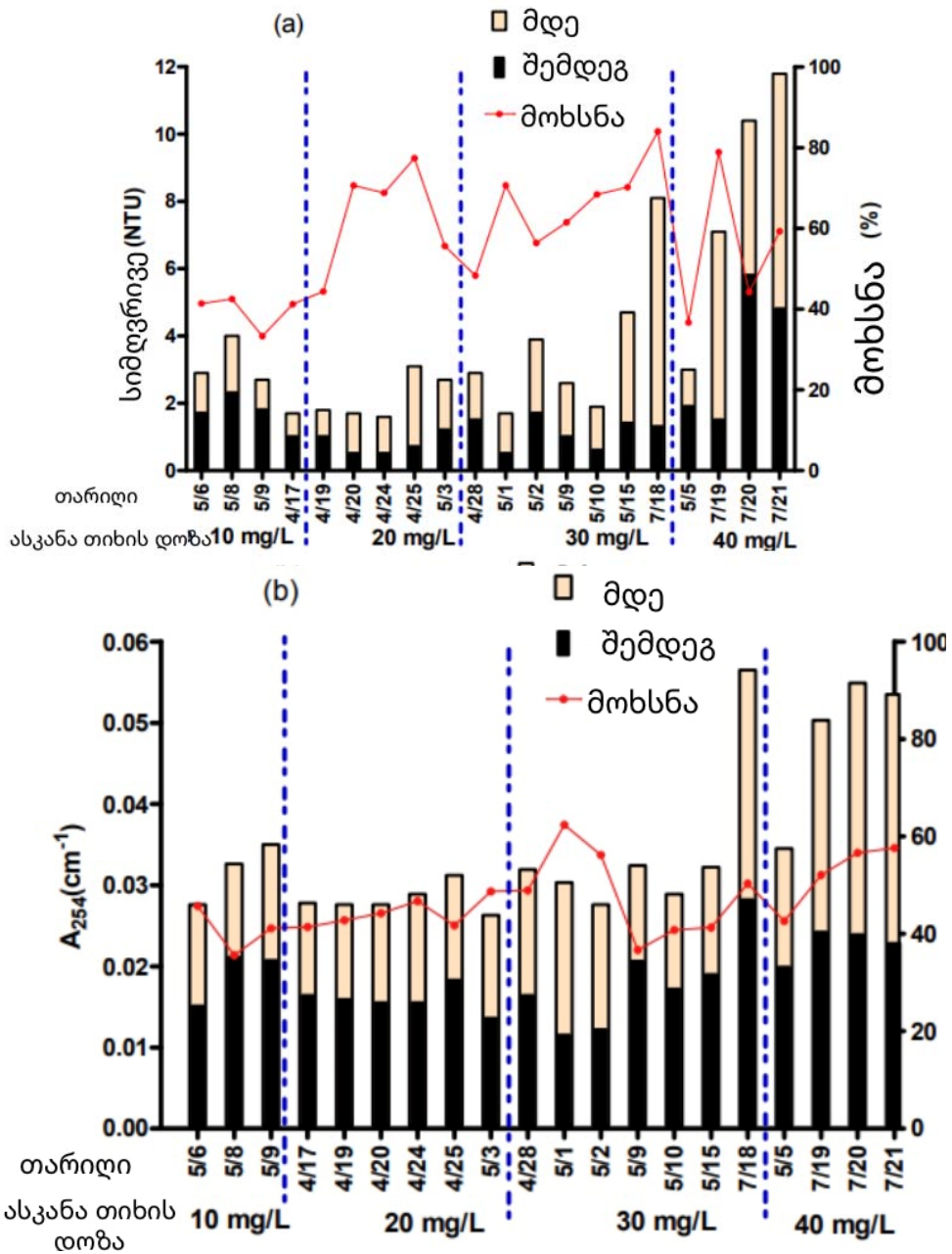
პოლიალუმინის ქლორიდი, ამცირებენ სიმღვრივის მოცილების ეფექტურობას შესაბამის ოპტიმალურ დოზებზე მაღალი დოზებით. სიმღვრივის მოცილება უფრო მაღალი იყო ლაბორატორიულ ტესტში, ასკანას თიხის ოპტიმალური დოზით (20-30 მგ/ლ). მაგალითად, 4.7 სიმღვრივის შემთხვევაში, მოცილების ეფექტურობა ლაბორატორიულ ტესტში იყო 93.4%, მაგრამ საპილოტე ტესტებიდან მიღებული მნიშვნელობა იყო დაახლოებით 70.2%. მიუხედავად იმისა, რომ სიმღვრივის მოცილების ეფექტურობა არ იყო ისეთი მაღალი, როგორც

ლაბორატორიული ტესტში, დამუშავების შემდეგ სიმღვრივის დონე დაბალი იყო. ასკანას თიხის ოპტიმალური დოზების სხვაობა სიმღვრივის მოცილების ეფექტურობისთვის ლაბორატორიულ ტესტებში შეიძლება გამოწვეული იყოს წყლის მატრიცებში არსებული განსხვავებებით. ამიტომ, ასკანას თიხა დოზა 30 მგ/ლ იყო გამოყენებული ორივე ნაერთების მოსაშორებლად ტესტებში.

UV/H₂O₂ და UV/Cl₂ პროცესი

გეოსმინისა და 2-მიბ-ის დაჟანგვა UV/ UV/H₂O₂ და UV/Cl₂ პროცესებში შეფასდა კოაგულაციის პროცესის შემდეგ ასკანას თიხის დოზით 30 მგ/ლ. UV დაფუძნებული მოწინავე ჟანგვის პროცესებისთვის, ფონური წყლის მახასიათებლები მნიშვნელოვანია სამიზნე ნაერთების მოცილების ეფექტურობისთვის. ასკანას თიხის გამოყენებით კოაგულაციის პროცესის შემდეგ, წყლის ხარისხი შესამჩნევად გაიზარდა შემდეგნაირად: ასკანას თიხა (1.3 → 0.8 მგ/ლ), UV254 (0.0695 → 0.0272 სმ⁻¹) და სიმღვრივე (31.1 → 15.6). UV-ზე დაფუძნებული მოწინავე ჟანგვის პროცესების მუშაობის პროგნოზირებისთვის, დამცავი ფაქტორი შეიძლება იყოს ·OH წყლის ფონური მოთხოვნილების მაჩვენებელი (წმ⁻¹). დასუფთავების ფაქტორები გაზომილი იყო ასკანას თიხის დამუშავებამდე და მის შემდეგ (სურათი 9). როგორც მოსალოდნელი იყო, დასუფთავების ფაქტორი შესამჩნევად შემცირდა ასკანას თიხით დამუშავების შემდეგ (64998 - 28516/წმ). გაიზარდა UV გადაცემა (85 - 4%). ეს შეიძლება აიხსნას შემცირებული UV254 ასკანას თიხის პროცესის შემდეგ, რადგან წყლის ძირითადი შემადგენელი კომპონენტები, რომლებიც განხილულია ·OH-ის დაგროვების სიჩქარის შეფასებაში ბუნებრივ წყლებში. გარდა ამისა, სიმღვრივის მოცილებამ შეიძლება გაზარდოს UV-ზე დაფუძნებული მოწინავე ჟანგვის პროცესების მოქმედება, რადგან სიმღვრივის გამომწვევი ნაწილაკებმა შეიძლება იმოქმედონ როგორც „ეკრანმა“, რომელიც ამცირებს სინათლის რაოდენობას, რომელიც აღწევს H₂O₂ ან Cl₂; ამიტომ, ეს

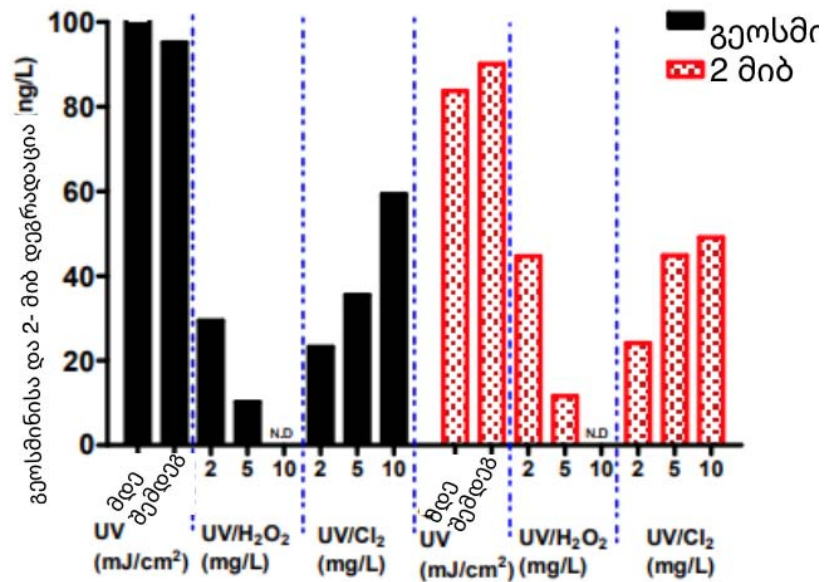
ოქსიდანტები არ იღებენ საკმარის UV ფოტონებს $\cdot\text{OH}$ წარმოებისთვის.



ნახ. 19 სიმღვრივის (a) და UV254 (b) მოცილება ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის სხვადასხვა დოზებით ტესტებში (10, 20, 30 და 40 მგ/ლ)

ვინაიდან საპილოტე ტესტების დროს არ იყო გეოსმინისა და 2-მიბ-ის პრობლემა, ჩვენ ვერ გადავამოწმეთ ამ ნაერთების მოცილება ასკანას

თიხით კოაგულაციის პროცესში. ამის ნაცვლად, ჩვენ დავყავით ასკანას თიხა დამუშავებული წყლის ძირითადი ხაზის ნაკადიდან (109 მ³/სთ) უფრო მცირე დინების სიჩქარეზე (1.8 მ³/სთ) გემოვნებისა და სუნის ნაერთების მკვეთრი ტესტისთვის UV/H₂O₂ და UV/Cl₂ მოწინავე ჟანგვის პროცესებისთვის. სურათი 10 გვიჩვენებს გეოსმინისა და 2-მიბ-ის დეგრადაციას მხოლოდ UV, UV/H₂O₂ და UV/Cl₂ პროცესებით H₂O₂ და Cl₂ (0, 2, 5 და 10 მგ/ლ) განსხვავებული კონცენტრაციით. გეოსმინისა და 2-მიბ კონცენტრაციის ცვლილება UV პირდაპირი ფოტოლიზით არ იყო მნიშვნელოვანი, მაგრამ ის მნიშვნელოვნად შემცირდა H₂O₂ და Cl₂ ინექციით. საინტერესოა, რომ ორივე ნაერთის მოცილების ეფექტურობა UV/ H₂O₂ პროცესში გაიზარდა H₂O₂ დოზის გაზრდით, მაგრამ UV/Cl₂ პროცესს ჰქონდა უფრო დაბალი მოცილება Cl₂ უფრო მაღალი დოზის დროს. ერთ-ერთი მიზეზი არის pH-ის ცვლილება Cl₂-ის ინექციით. ლაბორატორიული ტესტის მსგავსად, pH მნიშვნელობები იყო მუდმივი 6.7-ზე UV/ H₂O₂ პროცესში; თუმცა 2, 5 და 10 მგ/ლ ქლორის შეყვანის შემდეგ სასაცდელი წყლის pH დონეები იყო შესაბამისად 6.9, 7.5 და 7.9. როგორც წინა სექციაში 3.5 აღინიშნა, UV/Cl₂ პროცესის ეფექტურობა დიდად არის დამოკიდებული pH-ზე და შეიძლება შემცირდეს უფრო მაღალ pH-ზე, ვიდრე pH 7, OCl-ზე მაღალი გამწმენდი ეფექტის გამო, ვიდრე HOCl. ამ შედეგიდან გამომდინარე, ასკანას თიხა/UV/ H₂O₂ პროცესი შეიძლება იყოს შემოთავაზებული, როგორც გეოსმინისა და 2-მიბ-ის დამუშავების ეფექტური პროცესი.



ნახ. 20 გეოსმინისა და 2-მიბ-ის დეგრადაცია UV, UV/H₂O₂ და UV/Cl₂ პროცესებით ტესტში (ასკანას თიხა დოზა: 20 მგ/ლ; UV დოზა: 871.8 მჯ/სმ²; Cl₂ დოზა: 2, 5 და 10 მგ/ლ; H₂O₂ დოზა: 2, 5 და 10 მგ/ლ)

გეოსმინისა და 2-მიბ-ის კონცენტრაცია ზედაპირულ წყალში წარმატებით შემცირდა UV/ H₂O₂ პროცესის გამოყენებით. გეოსმინისა და 2-მიბ (10 ნგ/ლ) საშუალოზე დაბალი გემოსა და სუნის ზღვარი მიღწეული იქნა UV/ H₂O₂ პროცესში >5 მგ/ლ H₂O₂.

ეს შედეგები ხაზს უსვამს იმას, რომ UV-ზე დაფუძნებული მოწინავე ჟანგვის პროცესის გამოყენება წყლის მიღების ეტაპზე, როდესაც წყალმცენარეები და სიმღვრივე წარმატებით მოიხსნება ასკანას თიხის გამოყენებით. თუმცა, მართალია, UV-ზე დაფუძნებული მოწინავე ჟანგვის პროცესების მოქმედება გაიზრდება, თუ პროცესები დამონტაჟდება ძირითადი წყლის გამწმენდი პროცესების ფილტრაციის პროცესის შემდეგ. ეს იმიტომ ხდება, რომ UV-ზე დაფუძნებული მოწინავე ჟანგვის პროცესები დიდად არის დამოკიდებული UV გადაცემაზე.

ამ კვლევაში გამოკვლეული იყო ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის კოაგულაციის ეფექტურობა და წყალმცენარეების, გეოსმინის და 2-მიბ მოცილების ეფექტურობა ამ კოაგულანტის

კომბინირებული გამოყენებისას UV-ზე დაფუძნებულ მოწინავე ჟანგვის პროცესებთან. ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის კოაგულაციის ეფექტურობა მაღალი იყო ტესტებში. ტესტში ასკანას თიხის მოცილების ეფექტურობამ აჩვენა 98%.

გეოსმინისა და 2-მიბ-ის მოცილება ასკანას თიხით კოაგულაციის პროცესით იყო 45% და 37%, შესაბამისად. თუმცა, ნარჩენი უსიამოვნო სუნის მქონე ნაერთების დონე ზღურბლზე მაღალი იყო. ტესტში, კოაგულაციის პროცესმა ასკანას თიხის გამოყენებით აჩვენა 64% და 96% საშუალო სიმღვრივე და ქლოროფილი-A-ს მოცილების ეფექტურობა, შესაბამისად. ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულაციისთვის, რომელიც კომბინირებულია UV/ H₂O₂ და UV/Cl₂ პროცესებთან, გეოსმინისა და 2-მიბ კონცენტრაციის ცვლილება UV პირდაპირი ფოტოლიზით არ იყო მნიშვნელოვანი, მაგრამ ის მნიშვნელოვნად შემცირდა H₂O₂ ინექციის შემდეგ. გეოსმინისა და 2-მიბ-ის სრული დეგრადაცია მიღწეული იყო, როდესაც H₂O₂ (ოქსიდანტი) დოზა გაიზარდა 10 მგ/ლ-მდე. UV/ H₂O₂ პროცესი აღემატებოდა UV/Cl₂ პროცესს. ასევე დაფიქსირდა, რომ წყლის ხარისხის პარამეტრები, როგორცაა სიმღვრივე, ამცირებს ჟანგვის პროცესის ეფექტურობას. ამრიგად, შეიძლება დავასკვნათ, რომ ასკანას თიხაზე დაფუძნებული კოაგულანტის UV/H₂O₂ პროცესებთან გაერთიანება არის ეფექტური კოაგულაციის პროცესი უსიამოვნო სუნის მქონე ნაერთების და ასეთი ნაერთების (წყალმცენარეების) მწარმოებლების მოსაშორებლად. საჭიროა შემდგომი კვლევა მოწინავე ჟანგვის პროცესის კომბინაციის ოპტიმიზაციისთვის სხვადასხვა კოაგულაციის ვარიანტებთან წყლის სხვადასხვა მატრიცებისთვის. ასევე საჭიროა ხარჯების შედარების ანალიზი სხვა კოაგულანტებთან.

თბილისის გარდაბნის სასმელი წყლის გამწმენდ ნაგებობაში ახალი კვანძის დამატება.

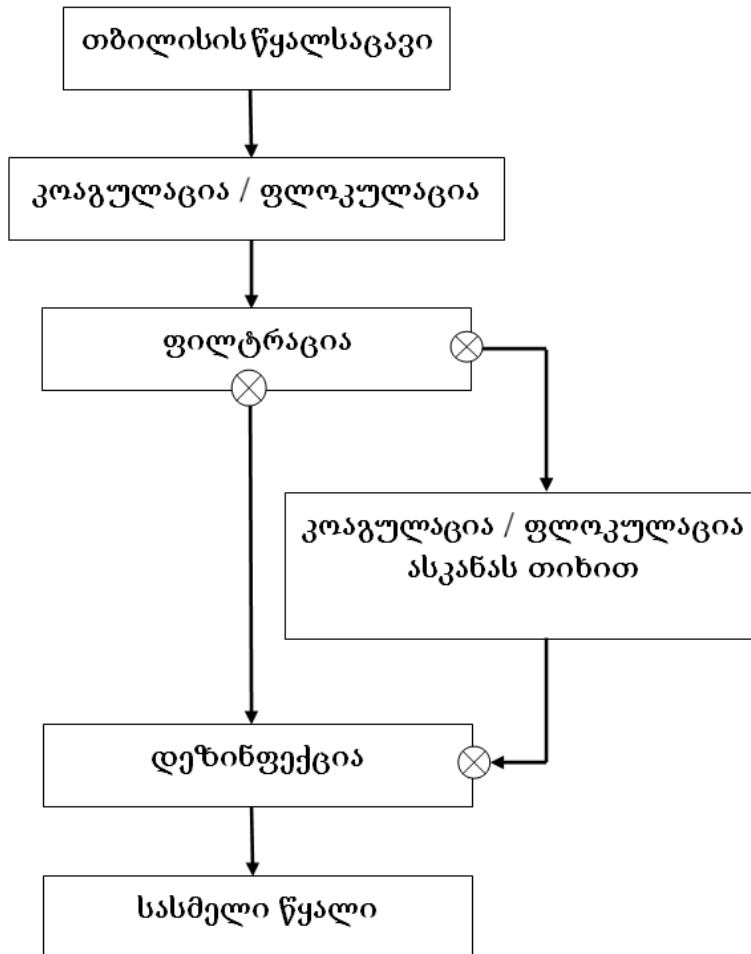
როგორც ავღნიშნეთ, თბილისის წყალსაცავში მცხოვრები

წყალმცენარეები გამოყოფენ უსიამოვნო უსიამოვნო სუნის მქონე ნივთიერებს: გეოსმინსა და 2-მეთილიზობორნეოლს. მათი გამოყოფის ინტენსიური პერიოდია აპრილი–ივნისი.

დღეს გარდაბნის სასმელი წყლის სადგური ამ ნივთიერებებს წმინდავს გააქტივებული ნახშირბადის ფილტრების მეშვეობით.

ჩვენ გთავაზობთ შედარებით უფრო იაფ გაწმენდის ტექნოლოგიას – წყლის გაიწმენდას ბენტონიტის თიხით (ასკანას თიხა).

ამისათვის სადგურის ტექნოლოგიურ ციკლში უნდა დაემატოს კვანძი რომელშიც გაივლის გაფილტრული წყალი დეზინფექციამდე. ამ კვანძში განხორციელდება უსიამოვნო სუნის მქონე ნაერთების მოცილება კოაგულაციით. კოაგულანტად გამოიყენება ასკანას თიხა (იხილეთ სქემა).



ნახ. 21 უსიამოვნო სუნის მქონე ნაერთების მოცილება კოაგულაციით.
კოაგულანტი – ასკანას თიხა

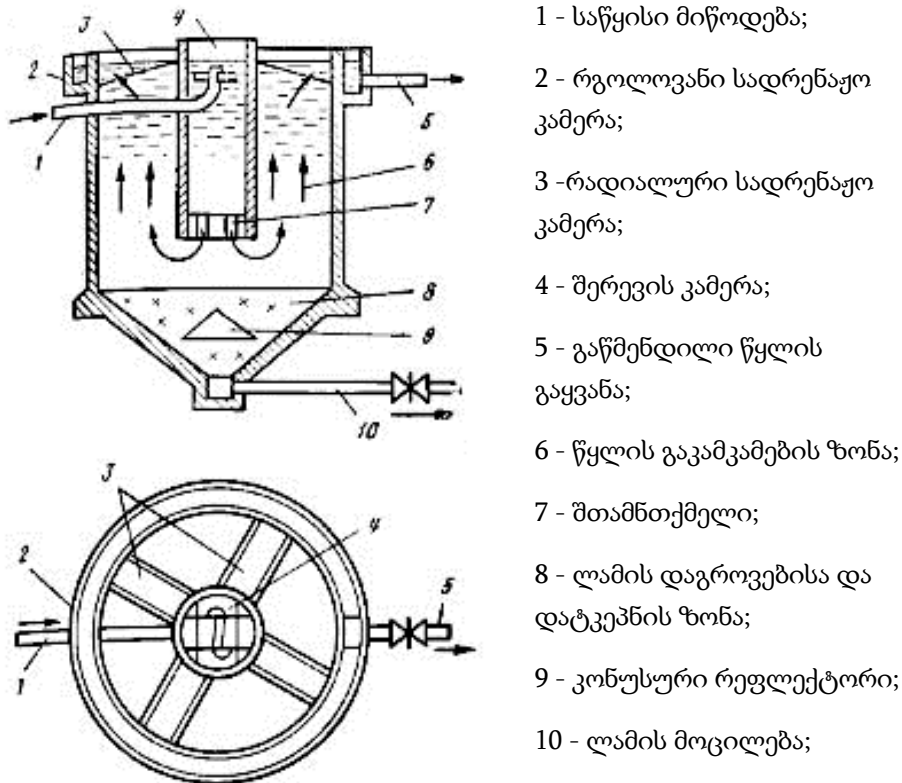
ჩვენს მიერ შემოთავაზებულია დამატებითი კვანძი, რომელშიც გამოყენებულია წყლის გაწმენდა ჰიდროციკლონის საშუალებით.

ჰიდროციკლონის მუშაობის პრინციპი

ჰიდროციკლონის მოქმედება ეფუძნება ცენტრიდანული ძალების მოქმედების ველში ნაერთების გამოყოფას თხევადი ნაკადისგან [70].

მაღალი წნევის ქვეშე მყოფი წყალი ტანგენციურად მიედინება ჰიდროციკლონში.

წყალსა და მინარევებზე მოქმედებს ცენტრიდანული ძალა, რომელიც მიმართავს მინარევებს ჰიდროციკლონის შიდა კედლებში და ამით წყალი იწმინდება.



- 1 - საწყისი მიწოდება;
- 2 - რგოლოვანი სადრენაჟო კამერა;
- 3 - რადიალური სადრენაჟო კამერა;
- 4 - შერევის კამერა;
- 5 - გაწმენდილი წყლის გაყვანა;
- 6 - წყლის გაკამკამების ზონა;
- 7 - შთამნთქმელი;
- 8 - ლამის დაგროვებისა და დატკეპნის ზონა;
- 9 - კონუსური რეფლექტორი;
- 10 - ლამის მოცილება;

ნახ. 22 ჰიდროციკლონი

ჰიდროციკლონის კორპუსს აქვს კონუსური ფორმა (ნახ. 22).
გასაწმენდი ნაკადის შედის მილის მეშვეობით. შიგნით იქმნება ორი
წრიული ნაკადი:

- გარე - მიმართულია კედლების გასწვრივ კონუსის ზევით;
- შიდა - მიმართულია საპირისპირო მიმართულებით.

სპირალური მოძრაობის დროს ნართები ცენტრიდანული ძალით
ეშვება აპარატის კედლებს და კონუსის ზემოდან ეშვება ლამის მიმდებში.
გარე ნაკადის სითხის ნაწილი დანალექთან ერთად ტოვებს დანადგარს.
მეორე ნაწილი გადამისამართებულია დანადგარის შიდა ზონაში.
ჰიდროციკლონში სითხის სპირალური მოძრაობა ქმნის გაიშვიათებულ
ზონას, რომელიც ატარებს შიდა ნაკადის გაწმენდილ ნაწილს და გამოჰყავს
ცენტრალური გასასვლელით.

დასკვნა

1. დადგენილია, რომ თბილის წყალსაცავიდან მომხმარებლისათვის მიწოდებული სასმელი წყლის უსიამოვნო სუნი გამოწვეულია წყალსაცავში მცხოვრები წყალმცენარეების (ციანობაქტერიების) მიერ გამოყოფილი ნივთიერებებით - გეოსმინითა და 2-მეთილისობორნეოლით.
2. ნაჩვენებია უსიამოვნო უსიამოვნო სუნის გაჩენის სეზონურობა
3. დადგენილია ის პერიოდი, როდესაც უსიამოვნო სუნის გამომწვევი ნივთიერებების გამოყოფა ყველაზე ინტენსიურია. ეს პერიოდი მოიცავს აპრილ-ივნისს.
4. შემოთავაზებულია ამ ნივთიერებების მოცილების შედარებით იაფი ტექნოლოგია ასკანას თიხის გამოყენებით.
5. რეკომენდებულია სასმელი წყლის გამწმენდ ნაგებობის რეკონსტრუქცია. ზემოდხსენებულ პერიოდში, გამწმენდ ნაგებობას უნდა დაემატოს კვანძი, რომელშიც მოხდება წყლის გაწმენდა ჰიდროციკლონის გამოყენებით, რომელშიც კოაგულანტად გამოყენებულია ასკანას თიხა.

გამოყენებული ლიტერატურა

1. Damania R., S. Desbureaux, A-S. Rodella, J. Russ, E. Z. Quality Unknown. The Invisible Water Crisis. International Bank for Reconstruction and Development. 2019. p. 142;
2. UN World Water Development Report: Leaving No One Behind. 2019. 37-56;
3. Soni, H.B. Categories, Causes and Control of Water Pollution: A Review. International Journal of Life Sciences Leaflets. 107. 2019. 4-12;
4. Owa F. W. Water pollution: sources, effects, control and management. International Letters of Natural Sciences. 3. 2014. p. 1-6;
5. Brennan M. Water Pollution Remains Top Environmental Concern in U.S. politics. April 19, 2021. p.1-15;
6. Bokowa A., C. Diaz, J. A. Koziel, M. McGinley. Summary and Overview of the Odour Regulations Worldwide. MDPI. Atmosphere, 12. 2021, 206-2011;
7. Pozzera C.A., P A. Gómez, J. Weissb. Volatile organic compounds in aquatic ecosystems – Detection, origin, significance and applications. Science of The Total Environment. Volume 838, Part 2, 10 September 2022. p. 4-14;
8. Liu T., M. Su, J. Zeyu. Production and fate of fishy odorants produced by two freshwater chrysophyte species under different temperature and light conditions. Water Research 157. 2019. p. 121-130;
9. Moghazy R. M. A comparative study on the efficiency of natural and synthetic coagulant for microalgal removal from the Nile water; effect of activated carbon addition. Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries Zoology Department, Faculty of Science, Ain Shams University, Cairo, Egypt. ISSN 1110 – 6131 Vol. 24(7). 2020. p. 155 – 169
10. Fang, J.; Liu, J.; Shang, C.; Fan, C. Degradation Investigation of Selected Taste and Odor Compounds by a UV/Chlorine Advanced Oxidation Process. Int. J. Environ. Res. Public Health. 15. 2018. p. 284;

11. Tiruneh. A. T. Combined Clay Adsorption-Coagulation Process for the Removal of some Heavy Metals from Water and Wastewater. *American Journal of Environmental Engineering*, 8 (2). 2018. p. 25-29;
12. Stasinakis A. S., G. Gatidou. Micropollutants and aquatic environment. *ResearchGate*. 2016. p. 65;
13. Lin T-F., S. B. Watson, A. M Dietrich. M. Suffet. Taste and Odour in Source and Drinking Water: Causes, Controls, and Consequences. IWA Publishing. 2019. p. 63-112;
14. Abrha Y. W., H. Kye, M. Kwon, D. Lee, K. Kim, Y. Jung, Y. Ahn, J-W. Kang. Removal of Algae, and Taste and Odor Compounds by a Combination of Plant-Mineral Composite (PMC) Coagulant with UV-AOPs: Laboratory and Pilot Scale Studies. *MDPI Applied Sciences*. 2018. p. 15;
15. Latsos C., E. Wassenaar, T. Moerdijk, B. Coleman, J. Robbens, S. van Roy, L. Bastiaens, J. van Houcke, K. R. Timmermans. Effect of pH on *Rhodomonas salina* growth, biochemical composition, and taste, produced in semi-large scale under sunlight conditions. *Journal of Applied Phycology* volume 34. 2022. p. 1215–1226;
16. Sofo A. Biodiversity. InTech Publisher, Rijeka, Croazia. 2011. July 2012. p. 117;
17. ნიკოლაიშვილი დ. კავკასიის ბუნებრივი რესურსები. ლექციების კურსი გეოგრაფიის სპეციალობის სტუდენტებისათვის. თბილისი. 2020. გ. 116;
18. გიგაური. ლ., ი. ხარგელია, ი. ტაბატაძე. შიდა და ქვემო ქართლის ტბები და წყალსაცავები. ა(ა)იპ საქართველოს ეკოტურიზმის ასოციაცია. 2015. გ. 22
19. Gurgenidze D., A. Bagraion-Daviashvili, I. Inashvili, K. Bziava, M. Soselia. Frequency of unpleasant Odour in drinking water in some districts of Tbilisi. *Georgian Engineering News*. v. 92, 2021. p.140-145;

20. ტექნიკური რეგლამენტის - „წყლის სინჯის აღების სანიტარიული წესების“ დამტკიცების შესახებ. საქართველოს მთავრობის დადგენილება. 03/01/2014;
21. Muralikrishna I, V. Manickam. Principles and Design of Water Treatment. In book: Environmental Management. 2017. p. 209-248;
22. Mottaleb M. A., J Mezani, R. Islam. Solid-Phase Microextraction and Its Application to Natural Products and Biological Samples. University of Kentucky. 2019. p. 2-25;
23. Fawell J., G. Medema. Support to the revision of Annex I Council Directive 98/83/EC on the Quality of Water Intended for Human Consumption (Drinking Water Directive). World Health Organization, Europe. 2017. p. 240
24. სოსელია მ. სასმელ წყალში უსიამოვნო სუნის გაჩენის პრობლემა და მისი აღმოფხვრის მეთოდები. საქართველოს საინჟინრო სიახლეები. #1, vol.95. 2021. გ.109-112;
25. ბაგრატიონ-დავითაშვილი ა., მ. სოსელია. უსიამოვნო სუნის მოშორების ტექნოლოგია ასკანას თიხის გამოყენებით. საქართველოს საინჟინრო სიახლეები, #1, vol.95. 2022. გ.113-115;
26. Mustapha S., J. T. Oladejo, M. Ndamitso, A. S. Abdulkareem. A critical review on geosmin and 2-methylisoborneol in water: sources, effects, detection, and removal techniques. Environmental Monitoring and Assessment 193(4). 2021. p. 193-204.
27. Kim K. T., Y-G. Park. Geosmin and 2-MIB Removal by Full-Scale Drinking Water Treatment Processes in the Republic of Korea. MDPI Water. 2021. p. 121-135;
28. Konstantinos Azis K., Z. Mavriou, D. G. Karpouzas, S. Ntougias P. Melidis. Evaluation of Sand Filtration and Activated Carbon Adsorption for the Post-

Treatment of a Secondary Biologically-Treated Fungicide-Containing Wastewater from Fruit-Packing Industries. MDPE Processes. 2021.p. 200-211.

29. Abrha Y.W., H. Kye, M. Kwon, D. Lee, K. Kim, Y. Jung, Y Ahn, J.-W. Kang. Removal of Algae, and Taste and Odor Compounds by a Combination of Plant-Mineral Composite (PMC) Coagulant with UV-AOPs: Laboratory and Pilot Scale Studies. MDPI Applied sciences. 2018. p. 321-332;

31. Beniwal D. Ozone/Peroxide Advanced Oxidation in Combination with Biofiltration for Taste and Odour Control and Organics Removal. University of Toronto. 2017. p. 90.

32. Ping Xia P., S. Zhang, J. Yu, H. Ye, D. Zhang, L. Jiang, Z. Wang, D. Yin. Complex odor control based on ozonation/GAC advanced treatment: optimization and application in one full-scale water treatment plant. Environmental Sciences Europe volume 32. 2020. p. 11-113

33. Newcombe, G. Fate of geosmin and 2-methylisoborneol in full-scale water treatment plants. Water Res. 83. 2015. p. 171–183;

34. Ma L., F. Peng, H. Li, C. Wang, Z. Yang. Adsorption of geosmin and 2-methylisoborneol onto granular activated carbon in water: isotherms, thermodynamics, kinetics, and influencing factors. Water Sci Technol. 80 (4). 2019. p. 644–653.;

35. Jjagwe J., P W. Olupot, E. Menya, H. M. Kalibbalac. Synthesis and Application of Granular Activated Carbon from Biomass Waste Materials for Water Treatment: A Review. Journal of Bioresources and Bioproducts, Volume 6, Issue 4. 2021. p. 292-322;

36. Bonga T., Jin-K. Kang, V. Yargeau, H-L. Namd, S.-H. Lee, J.-W. Choie, S.-B. Kimb, J.-A. Park. Geosmin and 2-methylisoborneol adsorption using different carbon materials: Isotherm, kinetic, multiple linear regression, and deep neural

network modeling using a real drinking water source. *Journal of Cleaner Production*, Volume 314. 2021. p. 321-340;

37. Drikas, M., Dixon, M., & Morran, J. Removal of MIB and geosmin using granular activated carbon with and without MIEX pre-treatment. *Water Resource*, 43(20). 2015. p 5151-5159.

38. Hameed R., C. Lei, D. Lin. Adsorption of organic contaminants on biochar colloids: effects of pyrolysis temperature and particle size. *Environmental Science and Pollution Research*, 27. 2020. p. 18412–18422;

39. Marsilius B. Activated Carbon for Treatment of Drinking Water. Removal of PFAS, DOC, UV254 and Odor Using Adsorption on Activated Carbon. Stockholm, Sweden. 2022. p. 70;

40. Ilomuanya M. O., B, Nashiru, N. D. IfuduaC. I.Igwiloa. Effect of pore size and morphology of activated charcoal prepared from midribs of *Elaeis guineensis* on adsorption of poisons using metronidazole and *Escherichia coli* O157:H7 as a case study. *Journal of Microscopy and Ultrastructure*, Volume 5, Issue 1. 2017, p. 32-38;

41. Hammond D., A. Murri, S. Mastitsky, Z. Yang, R. Foster, L. Schweitzer. Geosmin reduction by algaecide application to drinking water: field scale efficacy and mechanistic insights. *Heliyon*. Aug; 7(8): e07706. 2021. p. 133-144;

42. Xia P., S. Zhang, J. Yu, H. Ye, D. Zhang, L. Jiang, Z. Wang, D. Yin. Complex odor control based on ozonation/ GAC advanced treatment: optimization and application in one full-scale water treatment plant. *Environ Sci Eur*. 2020. p. 32:50;

44. Shao X., K. Du. Biodegradation of 2-methylisoborneol by enzyme separated from *Pseudomonas mandelii*. *Water Supply*, 20 (6). 2020. p. 2096–2105;

45. Doederer K., G. A. De Vera, M. P. Espino, M.-L. Pype, D. Gale J. Keller. MIB and geosmin removal during adsorption and biodegradation phases of GAC filtration. *Water Supply*, 18 (4). 2018. p. 1449–1455;

46. Sharma S., A. Bhattacharya. Drinking water contamination and treatment techniques. *Applied Water Science*, volume 7. 2017. p. 1043–1067;
47. Stefanoni M., U. M. Angst, B. Elsener. Electrochemistry and capillary condensation theory reveal the mechanism of corrosion in dense porous media. *Scientific Reports*, 8(1) 2018. p. 261-272;
48. Doederer K., D. Gale, J. Keller. Effective removal of MIB and geosmin using MBBR for drinking water treatment. *Water Treatment*. 2018. p. 36;
49. Oh H-S., C. S. Lee, A. Srivastava, H.-M. Oh, C., Y. Ahn. Effects of Environmental Factors on Cyanobacterial Production of Odorous Compounds: Geosmin and 2-Methylisoborneol. *J. Microbiol. Biotechnol.*, 27(7). 2017. p. 1316–1323;
50. Zhao W., Z. Liu, W. Guo, Z. Zhou. Effect of Aquatic Vegetation Restoration after Removal of Culture Purse Seine on Phytoplankton Community Structure in Caizi Lakes. *MDPI Diversity*, 14. 2022. p. 395-419;
51. Shen X. H. Zhang, X. He. Evaluating the treatment effectiveness of copper-based algacides on toxic algae *Microcystis aeruginosa* using single cell-inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2019. p. 113-126
52. Hammoud N.A., S.-K. Zervou, T. Kaloudis, C. Christophoridis. Investigation of the Occurrence of Cyanotoxins in Lake Karaoun (Lebanon) by Mass Spectrometry, Bioassays and Molecular Methods. *MDPI Toxins*, 13. 2021. p. 716-736;
53. Shen X, H. Zhang, X. He, H. Shi, C. Stephan, H. Jiang, C. Wan, T. Eichholz. Evaluating the treatment effectiveness of copper-based algacides on toxic algae *Microcystis aeruginosa* using single cell-inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* volume 411. 2019. p. 5531–5543;

54. Betatache, H.; Aouabed, A.; Drouiche, N.; Lounici, H. Conditioning of sewage sludge by prickly pear cactus (*Opuntia ficus Indica*) juice. *Ecol. Eng.* 70. 2014, p. 465–469.
55. Jodi, M.; Birnin-Yauri, U.; Yahaya, Y.; Sokoto, M. The use of some plants in water purification. *Glob. Adv. Res. J. Chem. Mater. Sci.* 4. 2012. p. 071–075.
56. Hund-Rinke K., R. Schlinkert, K. Schlich. Testing particles using the algal growth inhibition test (OECD 201): the suitability of in vivo chlorophyll fluorescence measurements. *Environmental Sciences Europe* volume 34, Article number: 41. 2022. p. 34-41;
57. Kratochvilova R., P. Sedlacek, J. Porizka, M. Klucakova. Composite materials for controlled release of mineral nutrients and humic substances for agricultural application. *Soil Use and Management.* 2020. p. 9;
58. Reyes C.A., M.-P. Ríos-Gutiérrez, S. Joya-Neira. The importance of minerals in medical geology: impacts of the environment on health. *Archivos de Medicina (Col)*, vol. 21, no. 1, 2021. p. 182-202;
59. Hasan S. E. Medical Geology. *Encyclopedia of Geology.* 2021. p. 684–702;
60. Lazaratou C., D. V Vayenas, D. Papoulis. The role of clays, clay minerals and clay-based materials for nitrate removal from water systems: A review. *Applied Clay Science* 185:105377. 2019. p. 213-234;
61. Borah D., H. Nath, H. Saikia. Modification of bentonite clay & its applications: a review. *Reviews in Inorganic Chemistry.* 2021. p. 5840–584;
62. Wei C, F. Zhang, Y. Hu, C. Feng, H. Wu. Ozonation in water treatment: the generation, basic properties of ozone and its practical application. *journal Reviews in Chemical Engineering.* 2016. p. 75–83;
65. Şahin D., M. Öz, E. Sertaşı, Ü. Öz, Z. Karşlı, O. Aral. Evaluation of Natural Minerals (Zeolite and Bentonite) for Nitrogen Compounds Adsorption in Different

Water Temperatures Suitable for Aquaculture. *International Letters of Natural Sciences*, Vol. 71. 2018. p. 34-42;

66. Xiaorong Wang, Guangping Hao, Wencui Li. Research and application of bentonite clay for water treatment. *Chemical industry and engineering process*. 29(5). 2010. p . 932-937;

67. Pengkang Jin, Xu Wang, Jianjun Xu, Xiaochang Wang. Analysis on the process of bentonite clay bed with the effect of ozonation. *Technology of water treatment*. 36(12): 2015. p. 15-18;

68. Tang K. H. D., S. S. M. Lock, P.-S. Yap, K. W. Cheah, Y. H. Chane. Immobilized enzyme/microorganism complexes for degradation of microplastics: A review of recent advances, feasibility and future prospects. *Science of The Total Environment*, Volume 832, 1. 2022. p.212-237;

69. Moosavi M. Bentonite Clay as a Natural Remedy: A Brief Review. *Iranian Journal of Public Health* 46(9). 2017. p. 1176-1183;

70. Senfter T., L. Fritsch, M. Berger, T. Kofler, C. Mayer, M. Pillei, M. Kraxner. Sludge thickening in a wastewater treatment plant using a modified hydrocyclone. *Carbon Resources Conversion* (4). 2021. 132-141.