ივანე ჯავახიშვილის სახელობის თბილისის
სახელმწიფო უნივერსიტეტი

ელენე კაკაბაძე

მძიმე მეტალებით დაბინძურებული წყლის რემედიაცია მიკროწყალმცენარის საშუალებით

გამოყენებითი ბიომეცნიერებები

ნაშრომი შესრულებულია გამოყენებითი ბიომეცნიერებების ბიოტექნოლოგიის მაგისტრის აკადემიური ხარისხის მოსაპოვებლად

ეთერ ღელაღუტაშვილი

ფიზიკა-მათემატიკურ მეცნიერებათა დოქტორი, უფროსი მეცნიერ თანამშრომელი, ე. ანდრონიკაშვილის სახელობის ფიზიკის ინსტიტუტი

ნილ ვილი

ბიოლოგიის მეცნიერებათა დოქტორი, დასავლეთ ინგლისის უნივერსიტეტი

ბრისტოლი, თბილისი 2013

ანოტაცია

წყლის რესურსების დაბინძურება უდიდეს საფრთხეს უქმნის როგორც ბიომრავალფეროვნებას და ეკოსისტემების მთლიანობას, ასევე ადამიანის ჯანმრთელობას. გარემოში არსებულ მრავალრიცხოვან სახიფათო ნარჩენებს შორის, რომელთა კონცენტრაციები საშიშ ზღვრებს აღწევს, აღსანიშნავია მძიმე და ტოქსიკური მეტალები, რომელთაც ახასიათებთ ბიოაკუმულაციის და ბიომაგნიფიკაციის უნარი, მცირე კონცენტრაციებზეც კი შეუძლიათ ტოქსიკური ეფექტის გამოწვევა, ბუნებრივი პროცესების ზეგავლენით შესაძლოა გარდაიქმნან უფრო სახიფათო ფორმებად, ახასიათებთ გარემოში მდგრადობა და დესტრუქციული ეფექტი. ამიტომ ინდუსტრიულ-მწარმოებლობითი და მომპოვებლობითი საქმიანობის შედეგად მძიმე მეტალებით წყლის რესურსების დაბინძურება მნიშვნელოვან ეკოლოგიურ საფრთხეს წამოადგენს და საჭიროებს შესაბამისი ზომების მიღებას. ამასთან მომპოვებლობითი სამუშაოების შედეგად ხდება საკმაო რაოდენობით ექსტრაგირებული სტრატეგიული, ძვირფასი თუ მძიმე მეტალების გაფანტვა გარემოში.

დღეისთვის მეტალის იონებით დაბინძურებული წყლის დასუთავების მრავალი მეთოდოლოგია არსებობს, მათ შორის: რევერსიული ოსმოსი, ელექტროდიალიზი, ულტრაფილტრაცია, იონური მიმოცვლა, ქიმიური პრეციპიტაცია და სხვა. აღნიშნული მეთოდების ძირითადი ნაკლოვანებებია: მეტალების არასრული მოცილება, განსაკუთრებით კვალურ კონცენტრაციებზე, ენერგიის და რეაგენტების დიდი ხარჯი, მეორეული სახიფათო ნარჩენების წამოქმნა, ეკონომიკური არაეფექტურობა და გარემოზე უარყოფითი ზეგავლენა.

ზემოთ აღნიშნულ მეთოდებთან მიმართებაში ბიორემედიაციას მრავალი უპირატესობა გააჩნია. კერძოდ მძიმე მეტალების ადსორბცია მიკროწყალმცენარეების მეშვეობით გვთავაზობს რემედიაციის ეფექტურ, იაფფასიან და ხელმისაწვდო მეთოდს- შესაძლებელია მეტალების კვალური კონცენტრაციების მოცილება, ადსორბირებული მეტალის აღდგენა და ბიომასის რეციკლირება, მეორეული ტოქსიკური ნარჩენების წამოქმნის გარეშე. ამიტომ ბიოსორბცია წყლის რესურსების მძიმე მეტალებიდან გაწმენდის ერთ-ერთ პერსპექტიულ ალტერნატიულ საშუალებად განიხილება. ბიოსორბციის პროცესში წამყვანი ადგილი

უჯრედის ზედაპირს უკავია, რადგან სწორედ ამ დონეზე ხდება მეტალის იონების და უჯრედის კედლის ფუნქციური ჯგუფების ინტერაქცია.

მოცემული კვლევის მიზანია მძიმე მეტალებით დაბინძურებული წყლის რემედიაცია მიკროწყალმცენარეს მეშვეობით, კერძოდ - ამ კუთხით ნაკლებად შესწავლილი *Chlorella emersonii*-ის in vivo ლაბორატორიულ პირობებში როგორც ბიოსორბენტის გამოკლვლევა ტყვიის, კადმიუმის და თუთიის თანაობისას- *Chlorella emersonii* მიერ ხსნარიდან მეტალის ადსორბციის დინამიკის განსაზღვრა- მძიმე მეტალების ადსორბციაზე pH-ის ზეგავლენის დადგენა- Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} ერთდროული ექსპოზიციის ეფექტის დადგენა *Chlorella emersonii*-ის მიერ ამ მეტალების ადსორბციაზე. ასევე ალგინატში იმობილიზირებული მიკროწყალმცენარეს ადსორბციის ხარისხის შეფასება.

ნაჩვენები იქნა, რომ *Chlorella emersonii-ს* ახასიათებს ტყვიის, კადმიუმის და თუთიის ადსორბციის უნარი, ტყვიის ადსორბცია მყისიერი პროცესია და ხსნარიდან მეტალის ადსორბირდება ექსპოზიციიდან პირველივე წუთში. *Chlorella emersonii* -ს მიერ Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} ადსორბცია დამოკიდებულია ხსნარში ამ მეტალების კონცენტაციაზე და გარემოს pH-ზე, ნაჩვენები იქნა რომ კადმიუმის ტყვიის და თუთიის იონების ერთდროული ექაპოზიციისას *Chlorella emersonii*-ს ადსორბციაზე დაიკვირვება მეტალების ურთიერთგავლენა. კერძოდ მხოლოდ Pb^{2+}-ს ადსორბციისგან განსხვავებით, ტყვიის ადსორბცია Cd^{2+} და Zn^{2+} თანაობისას იზრდება, ასევე *Chlorella emersonii*-ს ალგინატში იმობილიზაციისას ტყვიის მიკრომოლურ კონცენტრაციაზე ადსორბციის ეფექტურობა იზრდება.

Annotation

Water contamination is one of the major environmental problems and holds a great threat to biodiversity, environment and public health. From a vast number of hazardous contaminants that reaches hazardous levels are toxic and heavy metals. Those elements have ability to bioaccumulat in environment, biomagnificat in various food chains and may indulge toxic effects even on trace concentrations. Number of toxic metals can be modified by naturally occurring processes in more hazardous forms. Heavy metals are highly sustainable in environment and have destructive effect on various parts of ecosystem . Due to various human activities like ore mining and industrial processes the natural biogeochemical cycles are disrupted causing increased deposition of heavy metals in terrestrial and aquatic environment

There are number of wastewater treatment technologies, such as reverse osmosis, ultrafiltration, ion exchange, chemical precipitation etc. Of course all those methods have their pros and cons, but the main disadvantages of those methods are: low metals uptake capasity, especially on trace amounts, huge expense of energy and reagents , generation of toxic sludge, low efficiency and negative influence on environment.

In contrast to above mentioned methods bioremediation has a lot of advantages, in particular biosorption of heavy metals by microalgae is environmental friendly, cost effective, available and highly efficient alternative methodology, because microalgal cells have a remarkable ability to take up and accumulate even trace amounts of heavy metals from their external environment. Biosorption technology offers metal removal even in the trace amounts, metal recovery and biosorbent regeneration, without generation of toxic sludge. The most important part of biomass involved in biosorption is outer cell wall, because metabolism independent uptake takes place on cell periphery and involves bonding between cell wall functional groups and metal ions. The investigated microalgae *Chlorella emersonii* genus cell wall is mainly form from glucosamine polymers. The potential sites for meta ion binding are: carboxyl, amine, imidazole, phosphate, sulphate, sulfhydryl and hydroxyl. Series of in vivo experiments were performed in batch culture system to establish adsorption rates of heavy metals by fresh water microalgae -*Chlorella emersonii,* for further application perspectives as biosorbent material.

to achieve this goal following objectives has been set: investigation of *Chlorella emersonii's* uptake of different concentrations of lead, cadmium and zinc, establishment of the adsorption dynamic of Pb^{2+}- influence of pH on uptake- effects of simultaneous exposer to lead, cadmium and zinc on *Chlorella emersonii* 's adsorption rate. Establishment of the adsorption capacity of alginate immobilized *Chlorella emersonii.*

The results suggested that *Chlorella emersonii* has high adsorption capacity of lead, cadmium and zinc- Pb^{2+} adsorption process is rapid and most of the metal ions are adsorbed in less than a minute- adsorption rate of *Chlorella emersonii* depends on metal concentration and pH value- simultaneous exposure of microalga to Pb^{2+}, Cd^{2+}, and Zn^{2+} showed incrase in lead adsorption rate - on micromolar concentration immobilized *Chlorella emerosnii* has greater adsorption capacity of Pb^{2+} than free cells.

The data suggests that *Chlorella emersonii* has good adsorption capacity of Pb^{2+}, Cd^{2+}, and Zn^{2+}, therefore can be applicable in biosorption processes.

შინაარსი

შესავალი 7

თავი I. ლიტერატურული მიმოხილვა 9

I.1. წყლის რესურსების დაბინძურება მძიმე და ტოქსიკური მეტალებით 9

I.2. მძიმე და ტოქსიკური მეტალების თვისებები 11

I.2. 1. Pb (II) 14

I.2. 2. Cd (II) და Zn (II) 15

I.3. წყლის რემედიაციის მეთოდები და ბიოსორბცია 17

I.3. 1. მეტალის იონების სორბცია 21

I.3. 2. მიკროორგანიზმები როგორც ბიოსორბენტი 22

I.3. 3. მაკრო და მიკრო წყალმცენარეები როგორც ბიოსორბენტი 25

I.3. 4. მიკროწყალმცენარეების ბიომასის იმობილიზაცია 28

თავი II. ექსპერიმენტალური ნაწილი 30

II.1. *Chlorella*-ს გვარის დახასიათება 30

II.1.1 *Chlorella emersonii*-ს დახასიათება 31

II.2. მეთოდოლოგია 34

II.3. შედეგები და მათი განხილვა 38

დასკვნა 50

გამოყენებული ლიტერატურა 51

შესავალი

ადამიანის პოპულაციის ზრდასთან ერთად მატულობს რესურსების ხარჯვის ინტენსივობა, შესაბამისად იზრდება გარემოზე ზეგავლენა. ურბანიზაცია, ინდუსტრიულ-კომერციული საქმიანობა და სხვადასხვა ანთროპოგენული ფაქტორები აქტიურ გავლენას ახდენს გარემოზე. უმეტეს შემთხვევაში ეს ზეგავლენა უარყოფითია და გულისხმობს ჰაერის, ნიადაგის და წყლის დაბინძურებას ტოქსიკური ნარჩენებით.

წყალი სიცოცხლისთვის აუცილებელი სუბსტანცია და დედამიწის უმნიშვნელოვანესი რესურსია, ამიტომ წყლის დაბინძურება ერთ-ერთ უმნიშვნელოვანეს ეკოლოგიურ პრობლემას წარმოადგენს.

ჰიდროსფეროს მრავალრიცხვოვან დამაბინძურებელთა შორის აღსანიშნავია მძიმე მეტალები. ეს დამაბინძურებლები მიეკუთვნება საშიში ნარჩენების კატეგორიას, გააჩნიათ ბიოაკუმულაციის და ბიომაგნიფიკაციის უნარი, მცირე კონცენტრაციებზეც კი შეუძლიათ ტოქსიკური ეფექტის გამოწვევა, ბუნებრივი პროცესების ზეგავლენით შესაძლოა გარდაიქმნან უფრო სახიფათო ფორმებად, ახასიათებთ გარემოში მდგრადობა და დეტრუქციული ეფექტი [44]. ამიტომ წლის რესურსების გაწმენდვა მძიმე მეტალებისგან, გარემოზე მინიმალური ზეგავლენით, გარემოსდაცვით საკითხებში ერთ-ერთ პრიორიტეტულ ამოცანას წამოადგენს.

მსოფლიოს მდგრადი განვითარების მიდგომის ფარგლებში რემედიაციის მეთოდი მწვანე ინჟინერიის პრინციპებს და ნარჩენების მდგრადი მართვის კონცეფციას უნდა ექვემდებარებოდეს [46].

ბიორემედიაცია სწორედ ასეთ მეთოდად განიხილება და გულისხმობს ბიოლოგიური აგენტების (ბაქტერიები, მცენარეები, სოკოები) გამოყენებას გარემოდან პოლუტანტების მოცილების ან ნეიტრალიზაციის მიზნით.

ბიოსორბცია, კერძოდ მძიმე მეტალების ადსორბცია მიკროწყალმცენარეების მეშვეობით წარმოადგენს რემედიაციის ეფექტურ, იაფფასიან და ხელმისაწვდო მიდგომას, ადსორბირებული მეტალის აღდგენის და ბიომასის რეციკლირების პერსპექტივით, გარემოზე მინიმალური ზეგავლენით [39].

მიკროწყალმცენარეებს ახასიათებთ მაღალი ფოტოსინთეზური აქტივობია, ბიომასის სწრაფი მატება, სახეობრივი მრავალფეროვნება და ხელმისაწვდომობა, კულტივირების დაბალი ხარჯი. მათი გამოყენება შესაძლებელია როგორც ცოცხალი ასევე მკვდარი ბიომასის ფორმით წყლიდან მეტალის კვალური კონცენტრაციების მოსაცილებლად, შესაბამისად განიხილება პერსპექტიულ ბიოსორბენტად. ამასთან, მიკროწყალმცენარეები აქტიურად მოიხმარება საკვებ ინდუსტრიაში, წამოადგენს მზარდი ინტერესის საგანს ბიოდიზელის წამოების სფეროში, გამოიყენება ნანო ნაწილაკების საწარმოებლად და ა.შ. [24,13].

მოცემული კვლევის მიზანია *Chlorella emersonii*-ის როგორც ბიოსორბენტის გამოკვლევა, მიკროწყალმცენარის ადსორბციის უნარის შესწავლა და შეფასება.

ამ მიზნის მისაღწევად შემდეგი ამოცანები იქნა დასმული: *Chlorella emersonii-ს* ადსორბციის უნარის შესწავლა ტყვიის, კადმიუმის და თუთიის სხვადასხვა კონცენტრაციებზე. მიკროწყალმცენარეს მიერ ხსნარიდან მეტალის ადსორბციის დინამიკის განსაზღვრა. მძიმე მეტალების ადსორბციაზე pH-ის ზეგავლენის დადგენა. Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} ერთდროული ექსპოზიციის ეფექტის დადგენა *Chlorella emersonii*-ის მიერ ამ მეტალების ადსორბციაზე. ასევე ალგინატში იმობილიზირებული მიკროწყალმცენარეს ადსორბციის ხარისხის შეფასება.

გამოყენებულ იქნა in vivo მიდგომა, კონტროლირებად ლაბორატორიულ პირობებში ჩატარებულ იქნა რიგი ექსპერიმენტებისა, რომელთა მეშვეობით დადგინდა *Chlorella emersonii*-ს ადსორბციის უნარი სხვადასხვაგავრ პირობებში.

თავი I. ლიტერატურული მიმოხილვა

ბიოსორბციის შესწავლა 1981 წლიდან B. Volesky-ს ჯგუფის მიერ დაიწყო [36]. დღეისთვის დიდ რაოდენობით სხვადასხვა ტიპის ბიოსორბენტებია შესწავლილი და მეტალთა სორბციასთან დაკავშირებით მრავალი კვლევა გამოქვეყნდა. ბიოსორბცია განიხილება მძიმე მეტალებით დაბინძურებული წყლის რემედიაციის პერსპექტიულ და ეფექტურ ბიოტექნოლოგიად [41]. გასული წლების განმავლობაში იდენტიფიცირებულ იქნა რიგი ბუნებრივი ბიოსორბენტებისა, რომელთაც არ ესაჭიროებათ წინასწარი დამუშავება. ჩატარდა რამოდენიმე კვლევა ბიოსორბციის in situ დანერგვისთვის, თუმცა ამ მეთოდოლოგიის კომერციალიზაცია არ განხორციელებულა. რემედიაციის კონვენციურ მეთოდებთან შედარებით ბიოსორბციას მრავალი უპირატესობა გააჩნია, თუმცა მეთოდოლოგიის დანერგვამდე საჭიროა მრავალი ასპექტის აქტიური კვლევა და დამუშავება [39].

დღეისთვის შესწავლილი და გაანალიზირებულია მრავალი ტიპის ბიოსორბენტი, მათ შორის, ბაქტერიები (*Bacillus, Pseudomonas* , *Streptomyces*), სოკოები (*Aspergillus, Rhizopus* and *Penicillium*), წითელი, წაბლა და მწვანე მაკრო და მიკრო წყალმცენარეები, გვიმრები, მცენარეები და ფერმენტაციული ინდუსტრიის (ფარამაკოლოგია, კვება) ნარჩენები.

I.1. წყლის რესურსების დაბინძურება მძიმე და ტოქსიკური მეტალებით

წყლის დაბინძურებაში მოიაზრება ნებისმიერი ქიმიური, ბიოლოგიური თუ ფიზიკური ცვლილება, რომელიც ზეგალენას ახდენს წყლის ხარისხზე და უარყოფითად მოქმედებს ეკოსისტემაზე [46].

წყლის ციკლი და ჰიდროსფეროს ზოგადი თვისებები განაპირობებს წყლის რესურსების უწყვეტ ინტერაქციას ატმოსფეროსა და ლითოსფეროსთან, რაც ხელს უწყობს დამაბინძურებლების დინამიურ გადანაწილებას და დიდ რაოდენობით ანთროპოგენული ნივთიერებების აკუმულაციას ჰიდროსფეროში [1].

გამოყოფენ წყლის დამაბინძურებლების შემდეგ კლასებს : დაავადების გამომწვევი აგენტები, რომლებიც მიეკუთვნება ბიოლოგიური დამაბინძურებლების კატეგორიას (ბაქტერიები, ვირუსები, სოკოები, პროტოზოები, პარაზიტული ჭიები და ა.შ.). მეორე კატეგორიას მიეკუთვნება ჟანგბადის-მომხმარებელი ნარჩენები, ეს არის ნარჩენები, რომელთა დეკომპოზიციას ახდენენ აერობული ბაქტერიები. დაშლის შედეგად წყალში გახსნილი ჟანგბადის რაოდენობა მკვეთრად მცირდება, რაც უარყფითად მოქმედებს წყლის ბიოტაზე. მესამე კლასს მიეკუთვნება წყალში ხსნადი არაორგანული ნაერთები (მჟავები, მარილები, ტოქსიკური მეტალები და რადიონუკლეიდები). წყლის დამაბინძურებლების კიდე ერთ კლასს წამოადგენს ნიტრატები. ეს არის წყალში ხსნადი ნიტრატები და ფოსფატები რომლებიც უმეტეს შემთხვევაში იწვევენ ევტროფიკაციას. ასევე წყლის რესურსები შესაძლოა დაბინძურდეს სხადასხვა ზეთებით, პლასტიკით, პესტიციდებით, სედიმენტებით, თერმულად და ა.შ. [46]. აღნიშნულ დამაბინძურებელთა შორის მძიმე და ტოქსიკური მეტალები ფართოდ გავრცელებულ და საშიშ ელემენტებად განიხილება.

გარემოს დაბინძურების შეფასებისას უნდა მოხდეს კონტამინაციის ბუნებრივი და ანთროპოგენული წყაროების დიფერენციაცია. მინერალებსა და ქვებში შემავალი მეტალები არ არის სახიფათო, თუმცა მათი ტოქსიკურ ფორმებად გარდაქმნა წყალში გახსნისას ხდება. მეტალების გააქტიურება შესაძლებელია ქვის გამოფიტვის, კოროზიის, ნიადაგის გამოტუტვის და ვეგეტაციის, ან ვულკანური აქტივობების შედეგად [4].

თანამეროვე მსოფლიოში გარემოს მძიმე მეტალებით დაბინძურება მეტწილად ანთროპოგენული პროცესებით არის განპირობებული. ინდუსტრიულ-მწარმოებლობითი საქმიანობის შედეგად ირღვევა გარემოს ბუნებრივი ბიოგეოქიმიური ციკლი, რაც განაპირობებს დიდი რაოდენობთ მძიმე მეტალების დეპოზიციას წყლის და ხმელეთის ეკოსისტემებში [6].

გარემოში მძიმე მეტალების კონცენტრაცია საშიშ ზღვრებს აღწევს, მათ შორის: ტყვია, ვერცხლისწყალი, კადმიუმი, ქრომი(VI), დარიშხანი, სელენიუმი, ნიკელი და თუთია ძირითად დამაბინძურებლებად განიხილება [4]. მათი გავრცელების მრავალი წერტილოვანი და არაწერტილოვანი ანტროპოგენული წყარო არსებობს, მათ შორის: მადნეულის მოპოვება და დამუშავება, ინდუსტრიული და სასოფლო-სამეურნეო ქიმიკატები, მჟავური წვიმები, ურბანულ-ინდუსტრიული ჩამდინარე წყლები, საზღვაო ტრანსპორტი, საწარმოთა და

თბოელექტროსადგურების ემისიები, საყოფაცხოვრებო ნარჩენები, სხვადასხვა ტიპის საკანალიზაციო წყლები, ნაგავსაყრელები და ა.შ. [46]

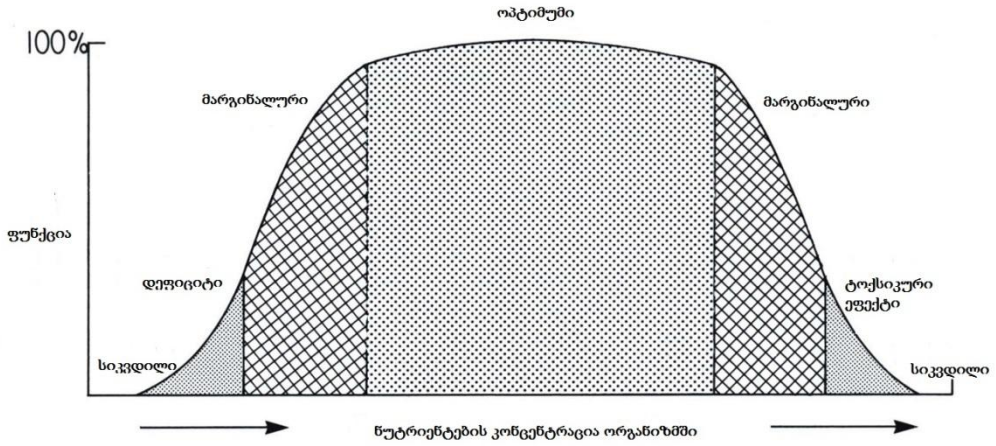
ცხრილი 1: მძიმე მეტალებით დაბინძურების ძირითადი წერტილოვანი წყაროები

მძიმე მეტალებით წყლის დაბინძურების მთავარი ინდუსტირული წერტილოვანი წყაროები	
მეტალის დამუშავება(ელექტრომონიკვლა, მოოქროვება, მოვერცხვლა)	მზარდი ინდუსტრია
შახტების მჟავური ჩამდინარე წყლები	დაკავშირებულია მომპოვებლობით საქმიანობასთან
ქვანახშირის წვა, თბოელექტროსადგურები	დიდი რაოდენობით ნახშირის მოპოვება/ხარჯვა
ბირთვული ენერგიის მიღება	ურანის მოპოვება/სპეციფიური ნარჩენების წარმოქმნა

ზემოთ აღნიშნული წყაროებიდან მეტალების უმეტესობა გამოიყოფა მარტივი კათიონების ფორმით. დარიშხანის და ქრომის შემთხვევაში წყალხსნარში მათი ტოქსიკური ფორმები გვხვდება ანიონური სახით (არსენატი, ქრომატი) [4].

I.2. მძიმე და ტოქსიკური მეტალების თვისებები

ბიოლოგიური ფუნქციის მიხედვით მეტალები იყოფა სიცოცხლისთვის აუცილებელ და ტოქსიკურ ელემენტებად. სოცოცხლისთვის აუცილებელი ელემენტები შეიძლება იყოს ფერმენტების აქტიური ცენტრის კომპონენტი, მოქმედებდეს როგორც დამაკავშირებელი ფერმენტსა და სუბსტრატს შორის და ა.შ. თუთია, რკინა, მოლიბდენი, სპილენძი, მაგნიუმი, კობალტი და ქრომი ორგანიზმს ესაჭიროება კვალური კონცენტრაციებით. მეტალის კონცენტრაციის და ორგანიზმის ზოგადი დამოკიდებულება აღიწერება შემდეგი დამოკიდებულებით (ნახ.1) თუმცა ყოველ მათგანს გააჩნია ინდივიდუალური დოზა-ეფექტის დამოკიდებულება.



ნახ. 1 მეტალის კონცენტრაციის და ორგანიზმის ზოგადი დამოკიდებულება (Bertrand-ის კანონი)

Bertrand-ის კანონი: დოზა-ეფექტის ფუნქცია არ არის მონოტონური, საწყისი წერტილიდან (თეორიულად აბსოლუტური დეფიციტი) მიკროელემენტების რაოდენობის ზრდასთან ერთად იწყება დადებითი ეფექტის მატება - ეს ზრდა გრზელდება პლატომდე - სადაც ორგანიზმის ოპტიმალური ფუნქციონირება რეგულირდება ჰომეოსტაზით - ამ წერტილიდან მიკროელემენტების კონცენტრაციის ზრდასთან ერთად ვლინდება მათი ტოქსიკური ეფექტი, რეგულატორული მექანიზმები ითრგუნება და იზრდება უარყოფითი ეფექტი.

in vivo პირობებში კვალური ელემენტები სპეციფიურობით ხასიათდებიან: ერთი ელემენტის დეფიციტის პრევენცია შეუძლებელია სხვა მსგავსი ქიმიური ელემენტით, მეტიც დეფიციტი მწვავდება ორგანიზმში მსგავსი ქიმიური ელემენტის კონცენტრაციის მატებასთან ერთად. in vitro პირობებში სრულიად განსხვავებული ქცევა დაიკვირვება[49].

მძიმე და ტოქსიკური მეტალები მიეკუთვნება საშიში ნარჩენების კატეგორიას, რადგან გააჩნიათ ბიოაკუმულაციის და ბიომაგნიფიკაციის უნარი, მცირე კონცენტრაციებზეც კი შეუძლიათ ტოქსიკური ეფექტის გამოწვევა, ბუნებრივი პროცესების ზეგავლენით შესაძლოა გარდაიქმნან უფრო სახიფათო ფორმებად, ახასიათებთ გარემოში მდგრადობა და დეტრუქციული ეფექტი [44].

მძიმე მეტალები და მათი თავისუფალი რადიკალები ძლიერ რეაქტიულებია და ადვილად შედიან კონტაქტში უჯრედულ სტრუქტურებთან. ამიტომ შესაძლებელია უარყოფითი ზეგავლენა იქონიონ ბიომოლეკულების ფუნქციებზე, შეიტანონ სტრუქტურულ-ფუნქციური ცვლილებები ცილებში, ფერმენტებში და ნუკლეინის მჟავებში. მძიმე მეტალების იონები ადვილად ენაცვლებიან ბიომოლეკულების მეტალებს [30]. მაგალითად კადმიუმი ენაცვლება თუთიას, ხოლო ტყვია ადვილად იკავებს კალციუმის ადგილს ძვლებში [12, 33].

მძიმე მეტალების და ბიოგენური ელემენტების რეაქციის სქემა შემდეგნაირად გამოიყურება: $M_ბL_ბ + M_ტ$ « $M_ბ + M_ტL_ბ$ სადაც $M_ბ$ - ბიოგენური მეტალის იონია, $L_ბ$ - ბიოლოგანდი, ხოლო $M_ტ$-ტოქსიკური მეტალის იონი. ორგანიზმის დაზიანება რამოდენიმე სტრუქტურულ საფეხურზე გამოიხატება: მოლეკულურ, უჯრედულ და ორგანიზმის დონეზე. მათ შორის უმნიშვნელოვანესი ეფექტები მოლეკულურ დონეზე მიმდინარეობს: ფერმეტების ინჰიბირება, მაკრომოლეკულების შეუქცევადი კომფორმაციული ცვლილებები, მეტაბოლიზმის და სინთეზის დარღვევა და შედეგად მუტაციების წარმოქმნა. მეტალის ტოქსიკურობა განისაზღვრება მისი ბუნებით, მოლეკულური ფორმით, ექსპოზიციის სახითა და დოზით [48].

კრისტალურ მონაცემებზე დაყრდნობით, მეტალთა კათიონები შეიძლება დავყოთ 3 ძირითად ჯგუფად, უპირატესად ფუნქციონალური ჯგუფების დონორული ატომების მიხედვით.

1. N / S ჯგუფი ანუ კლასი B- Ag(I), Hg(II), Pd(II), Pt(II)
2. O- ჯგუფი ანუ კლასი A- Ca(II), Al(III).
3. დემარკაციულ მეტალთა იონები, რომლებიც ამბივალენტურია O-, N-, S- ტიპის დონორების მიმართ- Ni(II),Cd(II), Co(II),Mn(II),Pb(II), Zn(II), Fe(III). ერთადერთ გამონაკლისს ტყვია წარმოადგენს.

წყლის ეკოსისტემაში მეტალები გვხვდება ნაწილაკების სახით ან გახსნილ ფორმაში: როგორც თავისუფალი ჰიდრატირებული იონები, არაორგანული ლიგანდების (OH-, Cl, CO_3^{2}) ქელატირებული იონების კომპლექსები, ან როგორც ორგანული ლიგანდების შემცველი კომპლექსები (მაგ.: ნეშომპალა მჟავებთან, ფულვომჟავბთან და ცილებითან) [4].

მეტალის ფიზიკური და ქიმიური ფორმა განსაზღვრავს მის ეფექტს და ქცევას გარემოს სისტემებში. ასევე მეტალის ქიმიური მაჩვენებლები დამოკიდებულია მეტალის ოქსიდაციის

ხარისხზე, სისტემის სხვა კომპონენტებთან ინტერაქციაზე, გარემოს pH-ზე, რედოქს პოტენციალზე, იონურ ძალაზე და მეტალის მინერალიზაციასა თუ ფუძე თვისებებზე. ამ ცვლადების ცვლილებამ შესაძლოა გამოიწვიოს მეტალის ქიმიური ფორმის ცვლილება და იმოქმედოს ტოქსიკურობაზე [4].

ცხრილი 2: ბიოსორბციაში გამოყენებადი მეტალების კლასიფიკაცია [27]

მეტალების კლასიფიკაცია	
ტოქსიკური მეტალები	Pb, Cd, Hg, Cr, Cu, Zn, Ni …
სტრატეგიული მეტალები	Mn, Ge, In, Ir …
ძვირფასი ლითონები	Au, Pt, Rb, Ag …
რადიონუკლეიდები	Sr, Ce, Ra, (U, Th) …

გარემოს რემედიაციისას პრიორიტეტულ სამიზნეებად განიხილება ტოქსიკური მეტალების და რადიონუკლეიდების კლასში შემავალი ელემენტები.

I.2. 1. Pb (II)

ტყვიას გააჩნია ძლიერი ტოქსიკური ეფექტი, განსაკუთრებით ზრდად ორგანიზმზე, უმთავრესად უკავშირდება პლაზმის ცილებს, თრგუნავს ჰემოგლობინის სინთეზს. ექსპოზიციის შედეგად შეუძლია ზიანი მიაყენოს ნერვულ სისტემას, თირკმელებს და რეპროდუქტიულ სისტემებს. ეპიდემიოლოგიური კვლევებით დადგინდა უარყოფითი კორელაცია სისხლსა და ძვლებში ტყვიის მაღალ შემცველობასა და IQ ტესტის და სხა ფსიქომეტრული ტესტების შესრულების ხარისხს შორის. სისხლში ტყვიის 10 მკგ/დლ შემცველობა იწვევს სწავლის უნარის გაუარესებას ცხოველებში. დადგინდა რომ ტყვიის პიკომოლურ კონცენტრაციას შეუძლია ჩაანაცვლოს კალციუმის მიკრომოლური კონცენტრაცია პროტეინკინაზა C-ს ფერმენტულ ანალიზში, ასევე ააქტიურებს პროტეინკინაზა C-ს ინტაქტურ უჯრედში და ინდუცირებს ახალი გენის ექსპრესიას პროტეინკინაზა C-ს დამოკიდებულ მექანიზმში. შესაბამისად ტყვის ექსპოზიციის შედეგად

სწავლის უნარის დაქვეითებას უკავშირებენ პროტეინკინაზა C-ს მიერ წარმართული პროცესების შეფერხებას სინაფსებში [10].

Pb (II) გარე ელექტრონები თანამონაწილეობენ კოვალენტური და წყალბადური ბმების შექმნაში. Pb (II)-ის ნაერთები ჰემიდირექტულია დაბალი კოორდინაციული რიცხვისათვის (2-5), მაღალი კოორდინაციული რიცხვისათვის-ჰოლოდირექტულია (9, 10), ხოლო შუალედური კოორდინაციული რიცხვისათვის (6-8) სტექიომეტრიის სხვადასხვა ტიპის მაგალითებია აღმოჩენილი. aqua-კომპლექსებში და O-, N-, S-, ლიგანდთა ატომებთან Pb (II) ქმნის ჰემიდირექტულ კოორდინაციას (ბიომაკრომოლეკულებში O-, N-, S-, არიან რეაქტიულად აქტიური ცენტრები დემარკაციული იონებისათვის). ასევე ტყვია ქმნის კომპლექსებს მთელ რიგ მინერალთა ზედაპირთან. კომპლექსების შეკავშირების ძალა და სტაბილურობა დამოკიდებულია ზედაპირზე არსებულ ფუნქციონალურ ჯგუფებთან შეკავშირების რიცხვზე [47].

I.2. 2. Cd (II) და Zn (II)

Cd და Zn უფრო ელექტროდადებითნი არიან, ვიდრე მეზობელი გარდამავალ მეტალთა იონები. ამჟღავნებენ კომპლექსების შექმნის ნათლად გამოხატულ თვისებას. ცნობილია, რომ კადმიუმის ჰალოგენების წყლის ხსნარები მთლიანად არ დისოცირდება და წარმოადგენენ სუსტ ელექტროლიტებს. Cd (II) კოორდინაციული რიცხვი 6-ია, თუმცა 4-ითაც გვხვდება [47].

კადმიუმის ქრონიკული ექსპოზიცია იწვევს თირკმელების დისფუნქციას, ძვლის დეგენერაციას, ღვიძლის და სისხლის დაზიანებას. EPA-ს (ა.შ.შ.-ს გარემოს დაცვის სააგენტო) დადგენილებით სასმელ წყალში ტყვიის რაოდენობა არ უნდა აღემატებდეს 0.015 მკ/ლ და კადმიუმის- 0.005 მგ/ლ [27].

თუთია ერთ-ერთი ყველაზე ფართოდ გამოყენებადი ინდუსტრიული მეტალია, რკინის, ალუმინის და სპილენძის შემდეგ. გამოიყენება ფოლადის გალვანიზაციისთვის. მიუხედავად იმისა რომ თუთია სიცოცხლისთვის აუცილებელი ელემენტია-შედის ენერგიის მეტაბოლიზმში, ტრანსკრიპციაში და ტრანსლაციაში ჩართული რიგი ფერმენტების შემადგენლობაში, მისი დიდი რაოდენობით მირება შეიძლენა ზიანისმომტანი იყოს. თუთიის თავისუფალი იონები წყალხსნარში ძლიერ ტოქსიკურია მცენარეებისვის,

უხერხემლოებისთვის და ხერხემლიანი თევზებისთვის [16]. ცნობილია რომ in vitro პირობებში მეტალოენზიმებში შემავალი თუთია შეიძლება ჩანაცვლდეს მონათესავე კადმიუმითა და კობალტით, ჩანაცვლებისას ხდება აფინურობის ცვლილება სუბსტრატის მიმართ და ენზიმიური აქტივობის მცირე დაქვეითება.

ცხრილი 3: Pb, Cd, Zn დახასიათება, კონტამინაციის წყაროები, ზეგავლენა ადამიანის ორგანიზმზე, საქართველოში მიღებული ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციები (ზდკ)

პოლუტანტები	მეტალის მახასიათებლები	დაბინძურების ძირითადი წყაროები	უარყოფითი ზეგავლენა ადამიანის ჯანმრთელობაზე	ზდკ მგ/ლ
კადმიუმი	გარდამავალი მეტალი, კადმიუმის ჰალოგენების წყლის ხსნარები მთლიანად არ დისოცირდებიან და წარმოადგენენ სუსტ ელექტროლიტებს, კოორდინაციული რიცხვი 6-ია,თუმცა 4-ითაც გვხვდება	შედუღება, გალვანიზაცია, პესტიციდების ფერტილიზაცია, CdNi ბატარეები, ბირთვული თბოელექტროსადგურები	თირკმელების დაზიანება, ბრონქიტი, კუჭ-ნაწლავის აშლილობა, ტოქსიკური ეფექტი ძვლის ტვინზე, კანცეროგენი	0.001
ტყვია	დემარკაციულ მეტალთა იონების კლასი, ტყვიის ნაერთები დაბალი კოორდინაციული რიცხვისთვის-2-5 ჰემიდირექტულია, 9-10ჰოლიდირექტული, 6-8-სთვის სტექიომეტრიის სხვადასხვა ტიპის მაგალითებია აღმოჩენილი	საღებავები, პესტიციდები, ავტომობილების ემისიები, მადნეულის მოპოვება, ქვანახშირის წვა, თამბაქოს მოხმარება	ღვიძლის, თირკმელების, კუჭ-ნაწლავის დაზიანება, გონებრივი ჩამორცანილობა ბავშვებში	0.03
თუთია	გარდამავალი მეტალი, Cd და Zn ამჟღავნებენ	გამწმენდი ქარხნები, სპილენძის დამზადება, მეტალის დამუშავება,	თუთიის ბოლს აქვს კოროზიული	1

	კომპლექსების შექმნის ნათლად გამოხატულ თვისებებს, კორდინაციული რიცხვი- 6, ტეტრაჰედრული	წყალსადენის სისტემები	ზეგავლენა კანზე, აზიანებს ნერვულ მემბრანებს	

I.3. წყლის რემედიაციის მეთოდები და ბიოსორბცია

წყლის რესურსების დაბინძურება უდიდეს საფრთხეს უქმნის როგორც ბიომრავალფეროვნებას და ეკოსისტემების მთლიანობას, ასევე ადამიანის ჯანმრთელობას. ამიტომ წყლის დასუფთავება : საწარმოო ნარჩენების, პათოგენების, ორგანული დამაბინძურებლების, ქიმიური პოლუტანტების, ნუტრიენტების, სედიმენტების და სხვა ტიპის დამაბინძურებლებისგან ერთ-ერთ უმნიშვნელოვანეს ამოცანას წამოადგენს გარემოს დაცვის საკითხებში.

წყლის დაბინძურების კონტროლისა და შემცირების ორი ძირითადი სტრატეგია არსებობს:

- წყლის დამუშავება მის სისტემაში უკან ჩაშვებამდე, დამაბინძურებლებისაგან გაწმენდის ან ნაკლებად საშიშ ფორმებში კონვერტირების გზით.
- დაბინძურების წყაროს შემცირება ან მოსპობა [46]

დღეისთვის მძიმე მეტალებისგან წყლის დასუფტავების მრავალი მეთოდოლოგია არსებობს, მათ შორის: რევერსიული ოსმოსი, ელექტროდიალიზი, ულტრაფილტრაცია, იონური მიმოცვლა, ქიმიური პრეციპიტაცია, ფიტორემედიაცია და სხვა. თითეულ მეთოდს გააჩნია დადებითი და უაროფითი მხარეები. მეთოდების ძირითადი ნაკლოვანებებია: მეტალების არასრული მოცილება, განსაკუთრებით კვალურ კონცენტრაციებზე, ენერგიის და რეაგენტების დიდი ხარჯი, მეორეული სახიფათო ნარჩენების წამოქმნა, ეკონომიკური არაეფექტურობა და გარემოზე უარყოფითი ზეგავლენა [20].

ცხრილი 4: წყლის დასუფთავების მეთოდები

ტექნოლოგია	კონცენტრაციაზე დამოკიდებული	pH	გახსნილი მყარი ნაწილაკები	კონცენტრაცია ჩანდინარე წყლებში მგ/ლ	რეგენერაცია	ლექის წარმოქმნა
ბიოსორბცია	კი	კი	კი	<1	კი	არა
ჰიდროქსიდით დალექვა	არა	არა	კი	2-5	არა	კი
სულფიდით დალექვა	არა	არა	კი	<1	არა	კი
იონური მიმოცვლა	კი	ზოგი	არა	<1	კი	კი
აორთქლება	კი	კი	კი	1-5	---	არა
რევერსიული ოსმოსი	არა	ზოგი	არა	1-5	არა	არა
ადსორბცია	კი	ზოგი	კი	1-5	კი	არა

გარემოს პირვანდელი სახის აღდგენასა და დასუფთავებაზე მიმართულ ქმედებათა ერთობლიობას რემედიაცა ეწოდება, ხოლო ბიორემედიაცია გულისხმობს ბიოტექნოლოგიების გამოყენებას ბუნებრივი არეალების რემედიაციისთვის. შესაბამისად ცოცხალი ორგანიზმების: ბაქტერიების, სოკოების და მცენარეების გამოყენებას გარემოდან არასასურველი ქიმიური ნაერთების მოსაცილებლად ბიორემედიაცია ეწოდება. მისი უპირატესობა ბუნებრივ ქიმიური რეაქციებსა და პროცესებშია, რომელთა მეშვეობით ორგანიზმები ადსორბირებენ ან შლიან ნაერთებს [29]. ცოცხალი ორგანიზმების გამოყენებით დაბინძურებული არეალის გასუფთავება, მიკროორგანიზმების მიერ მავნე ნაერთების დაშლა და ნაკლებად ტოქსიკურ ნივთიერებებად გარდაქმნა გარემოსთან მეგობრულ მიდგომად განიხილება.

ინდუსტრიულ-მწარმოებლობითი და მომპოვებლობითი საქმიანობის შედეგად წყლის რესურსების დაბინძურება მძიმე მეტლებით მნიშვნელოვან ეკოლოგიურ პრობლემას წამოადგენს, ამასთან ხდება საკმაო რაოდენობით ექსტრაგირებული მეტალის გარემოში დაკარგვა. ამ პრობლემის გადაჭრის ერთ-ერთ საშუალებად ბიოსორბცია განიხილება.

ბიორემედიაცია მოიცავს ბიოსორბცის პროცეს, რომელიც ამავდროულად ბიოგამოტუტვასტან, ბიოოქსიდაციასთან, ბიორედუქციასთან, ბიოაკუმულაციასთან,

ბიოდალექვასთან, ბიოფლოტაციასთან, ბიოფოკუკაციასთან და ბიოსენსორებთან ერთად ბიოჰიდროქიმიის ინტერესის საგანს წამოადგენს [32].

ბიოჰიდრომეტალურგია არის ტექნოლოგია, რომელიც დაფუძნებულია მიკრორგანიზმსა და მინერალებს შორის სპეციფიურ ინტერაქციაზე. ამ ურთიერთქმედების საფუძველზე ხდება მეტალების ექსტრაქცია ნედლეულიდან. ტექნოლოგიის მიზანია ბიოტექნოლოგიაზე დაფუძნებული ინოვაციების საშვალებით მოხდეს მეტალების ექსტრაქცია ისეთი პირვანდელი მასალებიდან, როგორიცაა მადნები და კონცენტრატები. ასევე მოხდეს მეტალების ექსტრაგირება წარმოების მეორეული პროდუქტებიდან (სამთო-მომპოვებლობით ნარჩენები, მეტალურგიული ნალექებიდან, თბოელექტროსადგურების ნაცარი და ა.შ).

ზოგადად ბიოსორბცია შეიძლება იყოს მეტაბოლიზმზე დამოკიდებული ან დამოუკიდებელი, ხოლო სორბენტის ლოკალიზაციის მიხედვით გამოყოფენ: გარე უჯრედულ აკუმულაციას-პრეციპიტაცია, უჯრედის ზედაპირზე სორბციას-ადსორბციას და შიდა უჯეედულ აკუმულაციას-აბსორბციას.

ადსორბცია მეტაბოლიზმზე დამოუკიდებელი პროცესია და გულისხმობს უჯრედის ზედაპირზე არსებული ფუნქციური ჯგუფების პასიურ ინტერაქციას მეტალის იონებთა. ამიტომ ბიოსორბციაზე დაფუზნებულ მეთოდოლოგიას შემდეგი უპირატესობები გააჩნია:

- პროცესი მიმდინარეობს ტემპერატურის და pH -ის ფართო სპექტში
- ადსორბციის და დესორბციის სწრაფი კინეტიკა
- ბიოსორბენტის რეციკლირების პოტენციალი
- მეტალის აღდგენის შესაძლებლობა
- ეფექტურია ძლიერი განზავების შემთხვევაშიც
- მცირე ოპერაციული ხარჯი
- ბიომასის ხელმისაწვდომობა
- ქიმიკატების მინიმალური რაოდენბა
- არ წარმოქმნის მეორად ტოქსიკურ თუ ბიოლოგიურ ნალექს

ბიოსორბციის პროცესის შესწავლა 1981 წლიდან B. Volesky-ს ჯგუფის მიერ დაიწყო [36]. დღეისთვის შესწავლილი და გაანალიზირებულია მრავალი ტიპის ბიოსორბენტი, მათ შორის, ბაქტერიები (*Bacillus, Pseudomonas* , *Streptomyces*), სოკოები (*Aspergillus, Rhizopus* and *Penicillium*), წითელი, წაბლა და მწვანე მაკრო და მიკრო წყალმცენარეები, გვიმრები,

მცენარეები და ფერმენტაციული ინდუსტრიის (ფარამაკოლოგია, კვება) ნარჩენები. დადგინდა რომ სორბციის ეფექტურობა დამოკიდებულია:

- გარემო პირობებზე (pH, ტემპერატურა, განათება, ადსორბციის ხანგრძლივობა, გარემოს შედგენილობა)
- ბიომასის კონცენტრაციაზე და მორფოლოგიურ, ფიზიკო-ქიმიურ მახასიათებლებზე (სახეობა, უჯრედის ზედაპირის აგებულება, ფუნქციური ჯგუფების სახეები და ღია საიტების რაიდენობა, აფინურობა მეტალის მიმართ და ა.შ)
- მეტალის სახეობაზე, კონცენტრაციასა და ფიზიკო-ქიმიურ მონაცემებზე (ოქსიდაციის ხარისხი, რედოქს პოტენციალი, იონიზაცია და ა.შ.)

ბიომასის შერჩევისას გათვალისწინებული უნდა იქნას მისი კულტივირების ღირებულება, სისწრაფე და ეფექტურობა, ეს შეიძლება იყოს წარმოების ნარჩენი მიკროორგანიზმები, ადვილად მოპოვებადი, სწრაფად ზრდადი და ადვილად ადაპტირებადი ორგანიზმები. მეთოდოლოგიიდან გამომდინარე მათი წინასწარი დამუშავება ან იმობილიზაცია უნდა იყოს ეკონომიკურად მომგებიანი. ბიოსორბენტის შემდგომი წარმატებული კომერციალიზაციისთვის აუცილებელია დაკმაყოფილდეს შემდეგ მოთხოვნილებებს:

1. ადსორბციის მაღალი ხარისხი
2. ხელმისაწვდომობა და მასის დიდი რაოდენობა
3. წარმოების დაბალი ხარჯი
4. შეკავშირებული მეტალის მარტივი დესორბცია და ბიოსორბენტის თავიდან გამოყენების შესაძლებლობა

ადსორბციის დაბალი ხარისხის მქონე ბიომასის გაუმჯობესება შესაძლებელია ფიზიკური ან ქიმიური მეთოდებით: მჟავების, ტუტეების, ოქსიდაციური ან ორგანული ქიმიკატების დამატებით, ავტოკლავირებით, გაყივნა-გაშრობა და ადუღების ციკლით და ა.შ. თუმცა ამგვარი აქტივაცია მოითხოვს დამატებით დანახარჯებს და ხშირ შემთხვევასი წაროქმნის მეორეულ ტოქსიკურ ნარჩნებს. ამიტომ ნაკლებად განიხილება ეკოლოგიურად გამართლებულ ქმედებად.

I.3. 1. მეტალის იონების სორბცია

ბიოსორბციის პროცესი გულისხმობს მყარი ფაზის (სორბენტის) და თხევადი ფაზის (წყალხსნარის) არსებობას. სორბენტის საშვალებით ხდება თხევად ფაზაში გახსნილი ნაწილაკების (მეტალის იონები) მოცილება. იონების კონცენტრირება სორბენტის ზედაპირზე განპირობებულია აფინურობით და ხორცილედება სხვადასხვა მექანიზმებით. სორბციის პროცესი გრძელდება თხევად ფაზაში დარჩენილ და ადსორბირებულ ნაწილაკებს შორის წონასწორობის დამყარებამდე[27].

ხსნარში მეტალის იონის სახე დამოკიდებულია მეტალის კომპლექსების ხსნადობაზე და კლებულობს pH ზრდასთან ერთად. რადგან ადსორბცია დამოკიდებული არა მარტო სორბენტის აფინიტეტზე, არამედ მეტალის ლიოფობულ ქცევაზეც (სორბცია იზრდება ხსნადობის კლებასთან ერთად) უმეტესობა მეტალებისთვის ეს ნიშნავს pH ზრდასთან ერთად ადსორბციის მატებას.

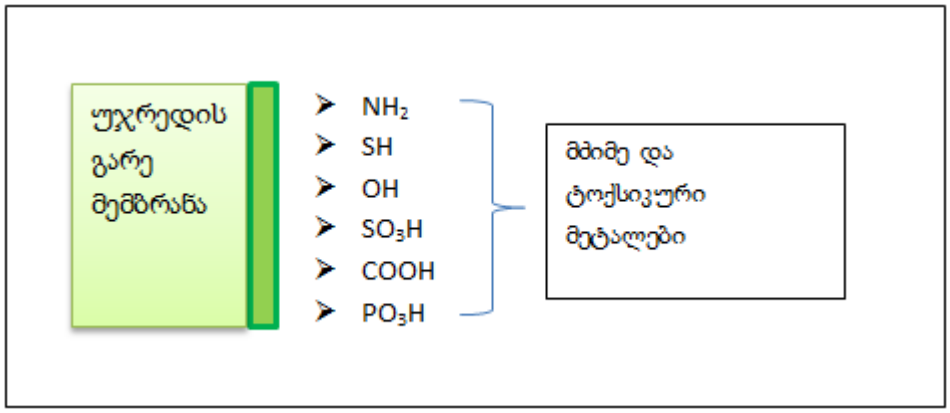
სორბენტად გამოყენებული ბიომასის აფინურობა განპირობებულია ფუნქციური ჯგუფებით, რომლებიც იზიდავენ და იკავშირებენ მეტალის იონებს. ესენია: სოკოების სტრუქტურული პოლისაქარიდები, ქიტინის აცეტოამიდო ჯგუფი, ამინო და ფოსფატური ჯგუფები ნუკლეინის მჟავეებში, ამიდო, ამინო, სულფჰიდრილი და კარბოქსილის ჯგუფები ცილებში, ჰიდროქსილი- პოლისაქარიდებში და ძირითადად კარბოქსილი და სულფატური ჯგუფები ზღვის წყალმცენარეების პოლისაქარიდებში. პეპდიდური ბმის აზოტი, ჟანგბადი, ამინო და კარბოქსილის ჯგუფები არის ტყვიის , სპილენძის და ქრომის იონების კოორდინაციული ბმების საიტები, ასეთი ბმის წამოქმნას ახლავს pH დამოკიდებული პროტონაციის ხარისხის ცვლილება [32].

უჯრედის ზედაპირზე ფუნქციური ჯგუფების არსებობა არ არის ბიოსორბციის გარანტია, რადგან მათი კომფორმაცია, სტერული ან სხვა მახასიათებლები შესაძლოა შეუძლებელს ქმნიდნენ რაიმე სახის ბმების წარმოქმნას.

უჯრედის კედელზე მძიმე მეტალის შეკავშირება ორ საფეხურად მიმდინარეობს: მეტალის იონების და კედლის ფუნქციური ჯგუფების ინტერაქცია და შემდგომი დიდი რაოდენობით იონების დეპოზიცია უჯრედის ზედაპირზე [41, 2]. პლაზმურ მებრანაში და უჯრედის ციტოპლაზმაში შეღწევამდე, მეტლის იონებს ხვდება უჯრედის კედელის

აქტიური საიტები სადაც მათი მიბმა ხდება. ეს მექანიზმი კომერციულ ფისში კომპლექსური იონური მიმოცვლის ანალოგიურია.

მძიმე მეტალების იონების შეკავშირების სახე და რაოდენობა სხვა ფაქტორებთან ერთად დამოკიდებულია უჯრედის კედლის აგებულებაზე. ფოტოავტოტროფული ეუკარიოტულ მიკროწყალმცენარეებში (მაგ.:*Chlorella spp.*) უჯრედის კედელი უმეტესად გლუკოზამინური პოლისაქარიდებისგან შედგება. ამ კლასის მიკროწყალმცენარეების უჯრედის ზედაპირის პოტენციური შაკავშირების საიტებია: კარბოქსილის ჯგუფი, ამინები, იმიდაზოლი, ფოსფატის, სულფჰიდრილის, სულფატის, და ჰიდროქსილი ფუნქციური ჯგუფები [32].



ნახ. 2. უჯრედის კედელზე მძიმე და ტოქსიკური მეტალების იონების შესაძლო ბმის საიტები

I.3. 2. მიკროორგანიზმები როგორც ბიოსორბენტი

ბაქტერიები ყველაზე ფართოდ გავრცელებული და მრავალფეროვანი მიკროორგანიზმებია, მოიცავენ რა ცოცხალი ბიომასაის უდიდეს ნაწილს [38]. XX ს. 80-იან წლებში აღმოჩენილ იქნა რიგი ბაქტერიებისა რომელთაც დიდი რაოდენობით მძიმე მეტალების აკუმულაციის უნარი გააჩნდათ [38]. ბაქტერიები აქტიურად გამოიყენება ბიოსორბციის კვლევებში მცირე ზომის, ხელმისაწვდომობის და მრავალგვარობის გამო. მათი კულტივირება შესაძლებელია კონტროლირებად გარემოში, მარტივად ადაპტირდებიან სხვადასხვაგავრ პირობებთან, დიდი რაოდენობით გამოიყენება წარმოებაში და წამოადგენს ფერმენტაციის ნარჩენს [25]. რიგი ბაქტერიული სახეობები, მათ შორის: *Bacillus, Pseudomonas,*

Streptomyces, Escherichia, Micrococcus და სხვა გამოკვლეულია მძიმე მეტალების და სხვადასხვა ორგანული ნაერთების სორბციის უნარზე [38, 3].

ბაქტერიების და ზოგადად მიკროორგანიზმების მეტალსპეციფიურობა თუ ადსორბციის ეფექტურობა ცვალებადია და დამოკიდებულია სახეობაზე [41].

ბაქტერიებში მეტალის სორბციის სიდიდე მერყეობას 0.70-568 მგ/გ-მდე [41]. მათი უჯრედის კედელი წამრმოადგენს ეფექტურ მაქელატიზირებელ აგენტს, ხშირად წამოქმნიან პოლისაქარიდების თხელ ფენას, სადაც ამინო, კარნოქსილის, სულფატის და ფოსფატის ფუნქვიური ჯგუფები ადვილად იერთებენ მძიმე მეტალის იონებს. ბაქტერიებში პეპტიდოგლიკანის გლუტამინის მჟავის კარბოქსილის ჯფუბი მეტალის იონების სორბციის ძირითად საიტად განიხილება. დადგენილია, რომ უჯრედის კედელზე მძიმე მეტალის მიბმა ორ საფეხურად მიმდინარეობს: მეტალის იონების და კედლის ფუნქციური ჯგუფების ინტერაქცია და შემდგომი დიდი რაოდენობით იონების დეპოზიცია უჯრედის ზედაპირზე [41,2]. ბიოსორბცია ძირითადად მეტაბოლიზმ-დამოუკიდბელი პროცესია, თუმცა მეტაბოლიზმ-დამოკიდებული სორბცია მნიშვნელოვნად ზრდის პროცესის ეფექტურობას [40].

ცხრილი 5: მძიმე მეტალების ბიოსორბციაში გამოყენებული ზოგიერთი ბაქტერია

მეტალის იონები	ბაქტერია	წყარო
Pb	*Pseudomonas aeruginosa* *Bacillus firmus* *Desulfovibrio desulfuricans*	Munees Ahemad, Mulugeta Kibret (2013)
Cd	*Aeromonas caviae* *Enterobacter sp.*	
Zn	*Streptomyces rimosus* *Pseudomonas putida*	
Cr(VI)	*Aeromonas caviae* *Staphylococcus xylosus*	
Cu	*Bacillus firmus* *Sphaerotilus natans*	
Ni	*Bacillus thuringiensis*	
Pb, Cd, As, Hg	*Weissella viridescens* (რძემჟავა ბაქტერია)	Hideki Kinoshita et al. (2013)

სოკოსა და საფუარის უჯრედის ზედაპირზე მძიმე მეტალების პასიური დეპოზიცია სწრაფად მიმდინარეობს და შედეგად ილექება დიდი რაოდენობით იონები. ლიტერატურაში წამოდგენილი მასალა მიუთითებს, რომ რომ *Saccharomyces, Candida, Pichia* გვარის საფუარის ბიომასა შეიძლება გამოყენებულ იქნას სხვადასხვა მეტალების: Ag, Au, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, U, Th და Zn ბიოსორბენტად [41, 2].

სორბციული ექსპერიმენტების საფუძველზე დადგენილია ბიოსორბციის მექანიზმი და დამოკიდებულება pH-ზე, ტემპერატურაზე, მეტალის იონის და ბიომასის კონცენტრაციაზე, წინასწარი ფიზიკო-ქიმიურ დამუშავებაზე და არეში სხვადასხვა ორგანული თუ არაორგანული იონების შემცველობაზე [31].

ისევე როგორც ბაქტერიული უჯრედების შემთხვევაში, მეტალის სორბციის უნარი განპირობებულია სოკოს უჯრედის კედლის აგებულებით, სადაც განსხვავებული პოლისაქარიდები სხვადასხვა ცილებთან, ცხიმებთან და პიგმენტებთან ქმნიან კომპლექსებს [28].

სოკოს უჯრედის ზედაპირზე არსებული ცილების, ქიტინის ან ქიტოსანის, აზოტ შემცველი ლიგანდების და ურანის მჟავის ფოსფატური და კარბოქსილის ფუნქციური ჯგუფები გავლენას ახდენს მეტალის იონების შეკავშირებაზე. საფუარის სოკოებში ბიოაკუმულაციის მეთოდით შესაძლო მეტი რაოდენობა იონები კონცენტრირდეს, თუმცა უმეტესობა ფილამენტური სოკოებისთვის ბიოსორბცია მაინც წამყვანი პროცესია [41].

ცხრილი 6: მძიმე მეტალების ბიოსორბციაში გამოყენებული ზოგიერთი სოკო და საფუარი

მეტალის იონები	სოკოს სახეობები	წყარო
Pb, Cd, Zn, Cu	*Penicillium*, *Aspergillus*, *Trichoderma*, *Rhizopus*, *Mucor*, *Saccharomyces*, *Fusarium*	Munees Ahemad, Mulugeta Kibret (2013)
Pb, Cd, Cu, Ag	*Penicillium* spp	
Pb, Cd, Cu	*Phanerochaete chryosporium*	
Au	*Aspergillus niger, Mucor rouxii, Rhizopus arrhizus*	
Th, U, Sr, Cs, La	*Aspergillus*, *Penicillium*, *Rhizopus*, *Saccharomyces*, *Trichoderma*, *Mucor*, *Rhizopus*	

I.3. 3. მაკრო და მიკრო წყალმცენარეები როგორც ბიოსორბენტი

წყალმცენარეები განიხილება პერსპექტიულ ბიოსორბენტად, რადგან გააჩნიათ სორბციის თვალსაჩინო უნარი, ახასიათებთ სწრაფი ადაპტაციის უნარი, სახეობრივი მრავალფეროვნება, გავრცელების ფართ არეალი და ხელმისაწვდომობა [34]. ბაქტერიებთან და სოკოებთან შედარებით წყალმცენარეების სორბციული უნარი ნაკლებად შესწავლილია.

მწვანე, წითელ და წაბლა წყალმცენარეებზე ჩატარებულმა შედარებითმა კვლევებმა უჩვენა რომ წაბლა წყალმცენარეები ხასიათდებიან ყველაზე მაღალი სორბციის უნარით. მათი კედლის შედგენილობაში შედის ცელულოზა, ალგინის მჟავა (წაბლა წყალმცენარის უჯრედის კედლიდან გამოყოფილი ალგინატის ($C_6H_8O_6)_n$) ურთიერთქმედება მეტალის იონებთან კარგად არის შესწავლილი და ასე გამოიყურება: $2NaAlg+Me^{2+} \leftrightarrow Me(Alg)_2+2Na^+$), პოლიმერები ან მანურონული მჟავა, გლუკორული მჟავა, ნატრიუმის, მაგნიუმის, კალიუმის მარილები და სულფატური პოლისაქარიდები. კარბოქსილი და სულფატები დომინაიტური ფუნქციური ჯგუფებია [37]. მწვანე წყალმცენარეების უჯრედის კედელი სახეობების მიხედვით ვარირებს. ძირითად შემთხვევებში შედგება ცელულოზასა და გლიკოპროტეინებისგან, ფუნქციური ჯგუფებია: ამინო, კარბოქსილის, ჰიდროქსილის და სულფატური ჯგუფები [22].

წყალმცენარის მიერ სხვადასხვა მეტალების სორბციის ხარისხი დამოკიდებულია წყალმცენარის სახეობასა და მორფოლოგიაზე, გარემო ფაქტორებზე, არეში მეტალის ფორმასა და ხსნარში სხვა ელემენტების არსებობაზე (მაგალითად ქლორირებული ნახშირწყალბადები) [8].

ლამინარიასნაირნი და ფუკოიდურნი ბიოსორბციაში ყველაზე ფართოდ გამოყენებადი მაკროწყალმცენარეებია, უჯრედული კედლის პოლისაქარიდების და ექსტრაუჯრედული პოლიმერების უხვი რაოდენობით გამო.

წყალმცენარეების ბიოსორბენტად გამოყენების ერთ-ერთი უმნიშვნელოვანესი პრაქტიკული ასპექტი რამოდენიმე სორბცია-დესორბციის ციკლის ჩატარების შესაძლებლობაა. მაგალითად *Sargassum spp.*-ზე ექსპერიმენტალურ პირობებში სორბცია-დესორბციის 10 სრული ციკლი იქნა ჩატარებული [11].

ზღვის და ოკეანის მიკრო და მაკრო წყალმცენარეები: *Chlamydomonas reinhardtii,Chlorella salina, Chlorococcum* sp*, Cyclotella cryptica, Lyngbya taylorii, Phaeodactylum*

tricornutum, Porphyridium purpureum, Scenedesmus quadricauda, Spirulina platensis, Stigeoclonium tenue, Ascophyllum nodosum, Cladophora fascicularis, Codium fragile, Corallina officinalis, Ecklonia sp., Fucus ceranoides, Gracilaria fischeri, Jania rubrens, Laminaria digitata, Padina pavonia, Porphyra columbina, Sargassum asperifolium, Turbinaria conoides და *Ulva fascia* მეტალის იონების სორბციზეა გამოკვლეული [2]. მათ შორის ციანობაქტერია *Spirulina* sp. აქვს K, Mg, Ca, Fe, Sr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Zn, As, Cd, Mo, Pb, Se, Al, Cr, Cu ადსორბციის უნარი. [41, 14, 2]. *Spirulina platensis* ბიოსორბციაში ერთ-ერთი უმნიშვნელოვანესი და კარად შესწავლილი ლურჯ-მწვანე მიკროწყალმცენარეა. მას უნარი აქვს შეუფერხებლად გაიზარდოს არეში ტყვიის 0.2-1 ppm კონცენტრაციაზე [17]. *Spirulina platensis* მეშვეობით დაბინძურებული წყლიდან Cd, Zn, As და Cu ფიტორემედიაცია მიიჩნევა საკმაოდ ეფექტურ, გარემოსთან მეგობრულ და ეკონომიკურად მომგებიან ალტერნატიულ მეთოდად. A. Ahmad და სხ. მიერ საველე პირობებში ჩატარებულმა ექსპერიმენტამ აჩვენა რომ *Spirulina platensis*-ს კონტამინირებული წყლიდან შეუძლია Cd, As, Cu და Zn შესაბამისად 14.94, 9.45, 35,55 და 73.95 მკგ/გ(მშრალი მასაზე) სორბცია [4].

Y. Z. Tang და სხ. მიერ შესწავლი იქნა მტკნარი წყლის მიკროწყამლმცენარის *Oocystis* sp. მკვდარი ბიომასის მიერ კადმიუმის ადსორბციის უნარი. კვლევა შედეგად დადგინდა, რომ მეტალის ონების სორბციაზე და სისტემის დინამიურ წონასწორობაზე გავლენას ახდენს: არის pH, მეტალის და წყალმცენარეს კონცენტრაცია, ტემპერატურა, განათება და ადსორბციის ხანგრძლივობა. მეტალის სორბციის ხარისხი იზრდება pH -ის მატებასთან ერთად. ცდის შედეგად დადგინდა, რომ : რაც უფრო მაღალია კადმიუმის თავდაპირველი კონცენტრაცია არეში, მით უფრო მაღალია ადსორბციის ხარისხი. ნაჩვენები იქნა რომ წყალმცენარის ზედპირზე არსებული ფუნქციური ჯგუფები (COO-, SO_3-) pH მატებასთან ერთად მეტად უარყოფითები ხდებიან, ასევე მატულობს კადმიუმის იონების და უჯრედის ზედაპირის ფუნქციური ჯგუების მსუბუქი მეტალების (K^+, Na^+) იონების მიმოცვლის პოტენციალი [35].

ცხრილი 7: მძიმე მეტალების სორბციაში გამოყენებული ზოგიერთი მიკროწყალმცენარე

პოლუტანტები	მწვანე მიკროწყალმცენარეები და ციანობაქტერიები	წყარო
Pb, Cd, Hg, Zn, Ni	*Chlorella sp.* *Chlorella vulgaris var. vulgaris* *Chlorella vulgaris* *Chlorella saccharophilla,* *Chlorella eillipsoidea* *Chlorella salina* *Chlorella kessleri*	Duangrat Inthorna et al. (2002), A.Wilker et al. (2006), M. S. Abdel Hameed (2006), A.S.Dwaish, et al. (2011)
Pb, Cd, Hg, Zn, Cr, Cu, Mn, Fe, Se, As	*Spirullina sp.* *Spirulina platensis* *Spirulina maxima* *Spirulina laxissima*	Gannikar disyawongs (2002), A.Wilker et al. (2006) , Anwar Ahmad et al. (2010), Mane, P. C., Bhosle, A.B. (2012)
Pb, Cd, Hg, Zn, Ni	*Microcystis sp., Oocystis sp., Synechoccus sp., Oocystis sp., Chlorococcum sp., Kirchnerriella sp. ,Fischerella sp., Scenedesmus sp. ,Chamydomonas sp., Myxosarcina sp., Stigonema sp., Phormidium spp., Rivularia sp., Stigonema sp., Gloeocapsa sp. , Nostoc sp., Stigonema sp, Calothrix sp. Cylindrospermum sp., Mastogocladus sp., Anabaena sp. Hapalosiphon sp, Spirogyra sp., Tetraselimis spp., Koliella spiculiformis, Acinastrum hantzschii, Porphyridium purpureum, Anabena cylindrical, Anabena inaequalis, Scytonema hofmani, , Arthronema africanum ,Dunaliella bioculate, Lyngbya taylorii, Gloeotrichia longicauda, Phaeodactylum tricornutum , Granulocystis verrucosa, Gloeotilopsis planctonica, Eustigmatos magnus, Ankistrodesmus densus, Nostoc parmeloides, Raphidonema spiculiforme, Microcystis aeroginosa, Ounaliela salina, Scenedesmus acutus , Scenedesmus pertoratus , Scenedesmus vacuolatus , Phormidium molle , Lyngbya heironymusii , Oscillatoria jasorvensis , Oscillatoria agardhii, Tolypothrix tenuis, Lyngbya spiralis , Phormidium angustissimum , Tolypothrix tenuis , Nostoc punctiforme , Calothrix parietina, Nostoc paludosum , Calothrix marchica var. intermedia , Hapalosiphon welwitschii, Nostoc commune , Nostoc piscinale , Hapalosiphon hibernicus , Oscillatoria amoena, Nostoc punctiforme, Nostoc micropicum , Calothrix marchica*	Ying-zhong Tang, Karina Y.H. Gin, M.(2002), Duangrat Inthorna et al (2002), A.Wilker et al. (2006), Mane, P. C., Bhosle, A. B. (2012)

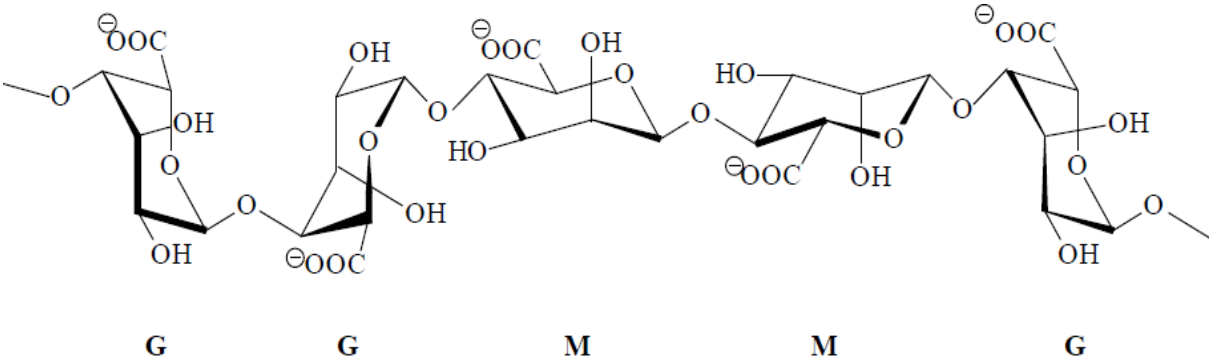
Chlorella-ს გვარის მტკნარი წყლის მიკროწყალმცენარეებს შორის ბიოსორბენტატ გამოყენების პერსპექტივით *Chlorella vulgaris*-ზე ინტენსიური კვლევები მიმდინარეობს [18, 41, 20, 16]. კვლევის ობიექტად შერცეული *Chlorella emersonii-ი* ლიპიდების მაღალი შემცველობის გამო ბიოდიზელის წარმოებაში პერსპექტიულ ბიომასად განიხილება [21, 13],

ხოლო მძიმე მეტალების ბიოსორბციის კუთხით *Chlorella emersonii* -ზე მცირე რაოდენობით კვლევებია ჩატარებული [7].

I.3. 4. მიკროწყალმცენარეების ბიომასის იმობილიზაცია

ბიოსორბციის მეთოდოლოგიაში ხშირად გამოიყენება ბიომასის იმობილიზაცია სხვადასხვა მატრიცებში. იმობილიზაცია ხელს უწყობს ცოცხალი ბიომასის დაცვას გარემოს აგრესიული ფიზიკო-ქიმიური და ბიოლოგიური ფაქტორებისგან. ასევე აადვილებს ბიომასით მანიპულაციებას ციკლური სორბცია-დესორბციის პროცედურების ჩატარებისას [16]. თუმცა იმობილიზაცია ნაკლებად გამოიყენება ადსორბციის კვლევისას, რადგანაც მეტალთა იონების დიდი ნაწილი საიმობილიზაციო მატრიქსზე ილექება.

მიკროწყალმცენარეების იმობილიზაციაში ხშირად გამოიყენება ალგინის მჟავა, რომელიც მიიღება წაბლა წყალმცენარეების უჯრედის კედლიდან და თავად წამოადგენს ძლიერ ადსორბენტს. ალგინის მჟავა რთული პოლისაქარიდია $(C_6H_8O_6)_n$).



ნახ.3: ალგინატის სტრუქტურა

ალგინის მჟავა შედგება β-D-მანურინის მჟავის (M) და α-L-გულურონული (G) მჟავის ჯაჭვისგან. ალგინატის ინტერაქცია ბივალენტურ მეტალის იონებთან შემდეგი სახით მიმდინარეობს: $2NaAlg+Me^{2+} \leftrightarrow Me(Alg)_2+2Na^+$

ცხრილი 8: *Chlorella* spp.-ს მიერ მძიმე მეტალების ბიოსორბციაში გამოყენებული ზოგიერთი საიმობილიზაციო მასალა

პოლუტანტები	საიმობილიზაციო მასალა	მიკროწყალმცენარე	წყარო
Cd, Pb, Cs, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn	ალგინატი სილიკაგელი პოლიურეთანის ქაფი	*Chlorella vulgaris*	Luz E. de-Bashan, Yoav Bashan, (2010)
Cd, Pb, Cs, Cr, Co, Zn, Mn	ალგინატი	*Chlorella salina*	
Cd, Pb, Cs, Cd	პოლიურეთანის ქაფი ლუფას ცილინდრული ღრუბელი	*Chlorella sorokiniana*	
Cd, Zn, Ag	ალგინატი	*Chlorella homosphaera*	
U	პოლიაკრილამიდი	*Chlorella regularis*	
Cd, Cs, Cr Ni, Cu, Zn	ალგინატი G-კარაგინანი	*Chlorella miniata*	

თავი II. ექსპერიმენტალური ნაწილი

II.1. *Chlorella*-ს გვარის დახასიათება

თვალსაჩინო დიქოტომიის მიხედვით *Chlorella-ს* სახეობა იყოფა ორ სუბგენერაციად. მათი დიფერენციაცია ხდება ზრდის ფაქტორების მოთხოვნილების მიხედვით:

- *Chlorella nov.*
- *Auxenochlorella nov.*

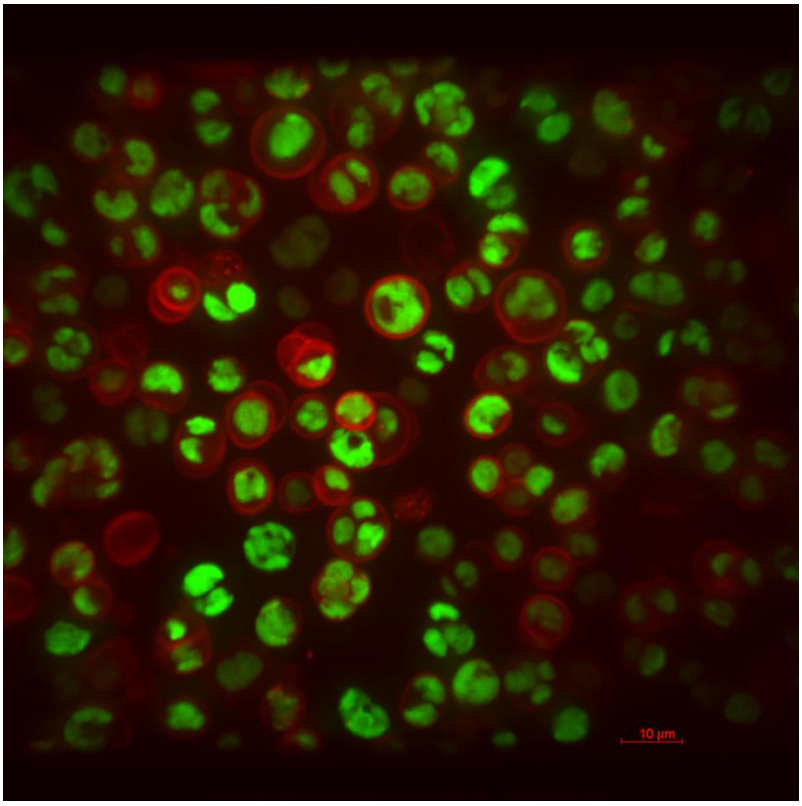
Chlorella nov. (ქლოროფიტა) არის პროტოკოკოიდალური ერთუჯრედიანი წყალმცენარე. 1890 წ.-ს პირველად გამოყო Beyerink-მა. ფართოდ გამოიყენებოდა ფოტოსინთეზის კვლევებთან დაკავშირებულ ცდებში, მელვინ კალვინი იყენებდა ნახშირბადის ფიქსაციის შესასწავლად მცენარეულ უჯრედებში. დღეს ფართოდ გამოიყენება კვებით ინდუსტრიაში. *Chlorella*-ს გვარის სახეობები ძირითადად ერთბირთვიანია, აქვს გამოკვეთილი ციტოპლაზმა, რომელიც შეიცავს გოლჯის აპარატს, მიტოქონდრიას და მისთვის დამახასიაებელ თასის ფორმის ქრომატოფორს (რომელიც შეიძლება შეიცავდეს პერენოიდს) რომელიც შედგება ოთხი ლამინასგან, შეიცავს ქლოროფილ a-ს და b-ს, კაროტინს და ქსანტროპინს. ქლოროფილის რაოდენობა როგორც წესი უჯრედის მშრალი მასის 0.5-0.15%-მდეა, სინთეზის პროდუქტებს აგროვებს სახამებელის სახით, რომელიც თავსდება ქლოროპლასტში. ახასიათებთ ასექსუალური გამრავლება. სიცოცხლის ციკლი შედგება ოთხი საფეხურისგან:

1. ზრდა (ხდება უჯრედული მასის სწრაფი ზრდა)
2. ადრეული სიმწიფე (როდესაც იწყება სინთეზური პროცესები შვილეული უჯრედის წამოსაქმნელად)
3. გვიანდელი სიმწიფე
4. აუტოსპორის გამონთავისუფლება

უჯრედის კედლის აგებულება დამოკიდებულია სახეობაზე. ძირითადად შედგება სამი ფენისგან, შუა შრე მოიცავს მიკროფიბრილარულ ცელულოზის ქსელს რომელიც გარშემორტყმულია ამორფული მატრიქსით. კედლის შაქრები შესაძლოა იყოს გლუკოზამინი, გლუკოზა ან მალტოზა[21].

II.1.1 *Chlorella emersonii*-ს დახასიათება

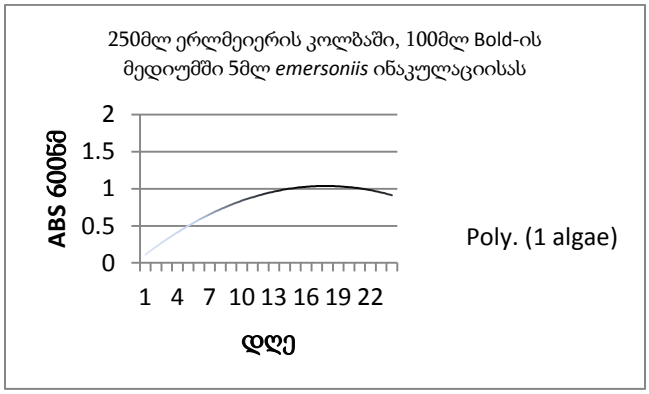
Chlorella emersonii მტკნარი წყლის მიკროწყალმცენარეა, უჯრედის ფორმა ელიფსური ან სფერული, 4-16μ დიამეტრში, 16μ-ს გლკოზის მედიუმზე კულტივირებისას აღწევს. ქრომატოფორი-ბადისებრი, აქვს პირენოიდი. მწვანე შეფერილობოს უჯრედები, ასაკთან ერთად და აზოტის არარსებობისას გარდაიქმნება ყავისფრად. განათებისას კარგად იზრდება აგარის და არაორგანულ მედიუმზე. ახასიათებს სწრაფი ზრდა, გაორმაგების პერიოდი 27-106 სთ.



ნახ.4: *Chlorella emersonii,* ინვერსიული ფლიურესცენტური მიკროსკოპი (Axiovert 200 Inverted Fluorescence Microscopes)

პოპულაციის ზრდა: დამოკიდებულია გარემო პირობებზე, ძირითადი პატერნის მიხედვით ინაკულაციიდან ≈96 სთ-ს შემდეგ იწყება ექსპონენციალური ფაზა, ≈10 დღეში აღწევს სტაციონალურ ფაზას. გლუკოზა აძლიერებს ზრდას ორგანულ თუ არაორგანულ არეზე სინათლის პირობებში. მანოზა და ფრუქტოზა ასევე ასტიმულირებს ზრდას სინათლესა და სიბნელეში. საქაროზა- მხოლოდ სინათლის ფაზაში. არეში აცეტატის

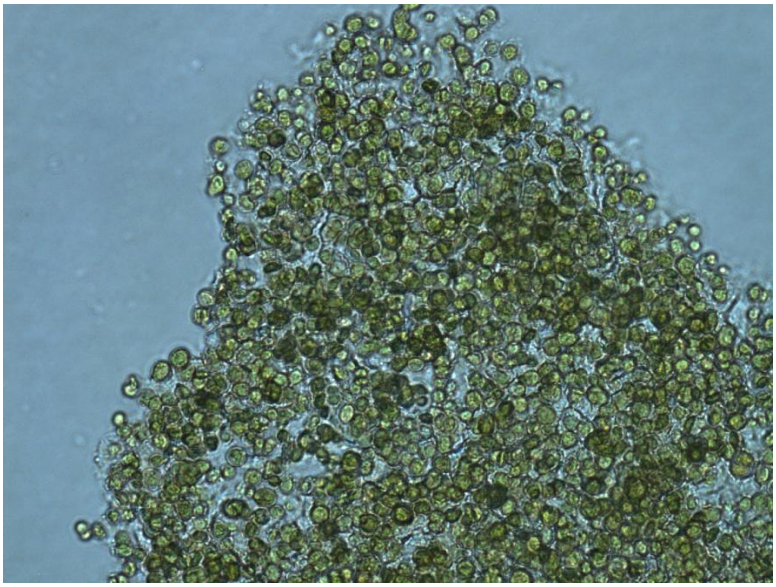
დამატებისას ზრდა ფერხდება სინათლის ფაზაში, მაგრამ უცვლელია სიბნელის ფაზაში [45, 21].



ნახ.5: *Chlorella emersonii*-ს პოპულაციური ზრდის ექსპონენციალი

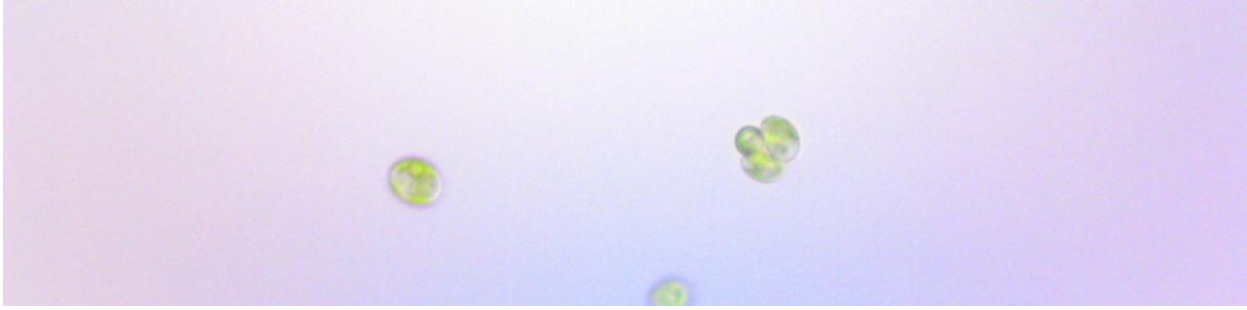
ნიტრატი და ამონიუმი გამოიყენება აზოტის წყაროდ, სიბნელეში ზრდა ნელდება, ხოლო 3-4 დღეში ჩერდება, ნებისმიერ მედიუმზე. უმეტესად ავტოტროფულია, ძირითადი ახასიათებს კაროტინის აკუმულაცია, აზოტის წყაროდ NH_3NO_3 გამოყენებისას ქლოროპლასტი ბადისებრია, სხვა შემთხვევაში იღებს თასისებრ ფორმას. გააჩნია პოლისაქარიდული და თხელი ტრილამიდური გარე კედელი, რომელიც შედგება არაჰიდროლიზირებადი მაკრომოლეკულებიდან [15, 5].

დადგენილია, რომ არეში 1mM CsC1 დამატებისას ფოტოავტოტროფული ზრდისას, უჯრედების გაორმაგების დროს 34% იზრდება, ხოლო უჯრედების საბოლოო რაოდენობა 83% მცირდება. ქემოავტოტროფული ზრდისას 1mM Cs^+ არეში დამატება უჯრედის ზრდაზე გავლენას არ ახდენს. კვლევის შედეგად დაასკვნეს რომ Cs^+ აბსორბციის შედეგად ხდება უჯრედული K^+ დაკარგვა, რაც ინჰიბირებს უჯრედულ ზრდას ფოტოავტოტროფულ პირობებში [9].



ნახ.6: *Chlorella emersonii,* სამმაგ-ხაზოვანი ფლიურესცენტული მიკროსკოპი (triple bandpass fluorescence microscope)

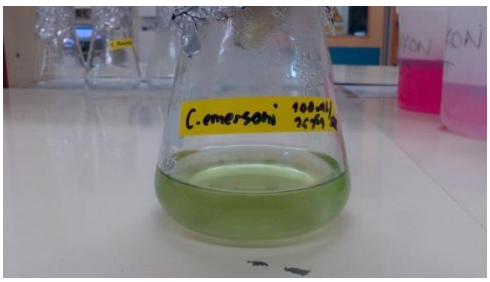
ლიპიდების მაღალი შემცველობის გამო ბიოდიზელის პერსპექტიულ წყაროდ მიიჩნევა. ბიომასა ხასიათდება აქტიური ფოტოსინთეზური აქტივობით, შესაძლებელია დიდი რაოდენობით ბიომასის კულტივირება განსხვავებულ პირობებში, ამიტომ პერსპექტიულ მასალას წამოადგენს in situ ბიოსორბციის ტექნოლოგიისთვის [45].



ნახ.7: *Chlorella emersoni* (სინათლის მიკროსკოპში, PLYMPUS CX21)

II.2. მეთოდოლოგია

მიკროწყალმცენარე *Chlorella emersonii* მოწოდებული იქნა დასავლეთ ინგლისის უნივერსიტეტის მიკროწყალმცენარეთა კულტურების კოლექციიდან. *C. emersonii* კულტივირებული იქნა ბოლდის ბაზალური მედიუმში (Bold's Basal Medium (BBM), (Bold 1949, Bischoff and Bold 1963). სუბკულტივირებისას 5მლ *C. emersonii* გადაიტანებოდა 100მლ ბოლდის ბაზალურ მედიუმში. შემდგომი კულტივირებისას ერლმეიერის კოლბაში მოთავსებულ ავტოკლავირებულ 1ლ ბოლდის სტანდარტულ მედიუმში ინაკულირდებოდა 50მლ *C. emersonii*.



ნახ.8: *C. emersonii* ერლმეიერის კოლბაში

C. emersonii გასაზრდელად მოთავსებულ იქნა ინკუბატორ სანჯღრეველაში -Innova 43-ში, მუდმივი განათების რეჟიმით (ნათურის სიმძლავრე 10^4 Lux, ზრდის ჰორიზონტალზე დაცემული სინათლე ≈2000 Lux, ტემპერატურა -24˚C, RPM -151).

საექსპერიმენტო ხსნარებში გამოყენებული მეტალები:

- $Pb(NO_3)_2$ M=331.2 g/mol, M(Pb)=207.2 g/mol
- $ZnSO_4 \times 7H_2O$ M=287.55 g/mol, M(Zn)= 65.38 g/mol
- $3CdSO_4 \times 8H_2O$ M=769.56 g/mol, M(Cd)=112.41 g/mol

დამზადებულ იქნა მეტალის შემდეგი კონცენტრაციები:

- Pb- 1mM, 0.1mM, 0.01mM, 1μM, შესაბამისად დამზადდა 2მლ კონცენტრატები 28 მლ-ში განსაზავებლად.
- Zn- 1mM, 0.1mM, 0.01mM, 1μM, შესაბამისად დამზადდა 2მლ კონცენტრატები 28 მლ-ში განსაზავებლად.

- Cd- 1mM, 0.1mM, 0.01mM, 1μM, შესაბამისად დამზადდა 2მლ კონცენტრატები 28 მლ-ში განსაზავებლად.

ბოლდის ბაზალური მედიუმი შემუშავებული იყო მოდიფიცირებული ბრისტოლის ხსნარის საფუძველზე, მედიუმი არ შეიცავს ვიტამინებს და ზოგიერთი მიკრონუტრიენტების კონცენტრაცია მაღალია. გამოიყენება მრავალი წყალმცენარისთვის, ძირითადად Chlorococcalean spp. და Volvocalean spp.-სთვის, ფილამენტურ მწვანე წყალმცენარე *Klebsormidium flaccidum*-სთვის, *Heterococcos endolithicus*-სთვის, ეუგლენოიდური *Colacium vesiclosum* და ციანობაქტერია *Microcystis aeruginosa*-სთვის.
ქიმიური შემადგენლობა და კონცენტრაციები:

ქიმიური ელემენტები	კონცენტრაცია 1ლ არეში (M)	ქიმიური ელემენტები	კონცენტრაცია 1ლ არეში (M)
$2H_2O$	936 მლ	H_2SO_4	1.79×10^{-5}
$NaNo_3$	2.9×10^{-3}	H_3BO_3	1.85×10^{-4}
$CaCl_2 \times 2H_2O$	1.70×10^{-4}	$ZnSO_4 \times 7H_2O$	3.07×10^{-5}
$MgSO_4 \times 7H_2O$ 3	04×10^{-4}	$MnCl_2 \times 7H_2O$	7.28×10^{-6}
K_2HPO	4.31×10^{-4}	$CuSO_4 \times 5H_2O$	6.29×10^{-6}
KH_2PO_4	1.29×10^{-3}	$Co(NO_3)_2 \times H_2O$	1.68×10^{-6}
EDTA	1.71×10^{-4}	$FeSO_4 \times 7H_2O$	1.79×10^{-5}
KOH	5.53×10^{-4}		

in vivo ექსპერიმენტის მეთოდოლოგია: *C. emersonii*-ს მიერ მეტალის სხვადასხვა კონცენტრაციების ადსორბციის დასადგენად.

ერლმეიერის კოლბიდან ზრდის გარემოში მყოფი 28 მლ მიკროწყალმცენარე გადატანილ იქნა 50მლ-იან ცენტრიფუგის სინჯარაში. შესაბამისად გადატანამდე იზომებოდა მოცემული მიკროწყალმცენარის ოპტიკური სიმკვრივე (OD) (სპექტროფოტომეტრი - JENWAY 6300, დგინდებოდა აბსორბცია და %T, 600nm-ზე) და უჯრედების რაოდენობა

(ჰემოციტომეტრი-MARIENFELD Neubauer improved, მიკროსკოპი-PLYMPUS CX21). გადმოტანილ მიკროწყალმცენარეს დაემატა 2მლ მეტალის კონცენტრატი. ჯამურად მიღებულ იქნა 30 მლ მიკროწყალმცენარე, შესაბამისი კონცენტრაციის მეტალით არეში.

pH დამოკიდებულ ცდაში pH-ის სასურველი მნიშვნელობა მიღებულ იქნა HCl-ს კონცენტრატის შესაბამისი რაოდენობის დამატებით.

ექსპერიმენტის მსვლელობისას დამზადებულ იქნა თითოეული კონცენტრაციის სამი დუბლიკატი და საერთო კონტროლი. მეტალის კონცენტრატის დამატების შემდეგ ექსპერიმენტალური სინჯარები, მოთავსებულ იქნა თერმოსტატში 2 საათის განმავლობაში, განათება ≈2000 Lux, ტემპერატურა -24˚C. 2 სთ-ს შემდეგ მიკროწყალმცენარეები იმავე სინჯარაში დაცენტრიფუგირებას ექვემდებარებოდნენ (MSE MISTRAL 2000), RPM -4000, ხანგრძლივობა -10 წთ. ცენტრიფუგირების შემდეგ სუპერნატანტი იფილტრებოდა და (Whatman N1 ქაღალდი) გადაიტანებოდა 50მლ სინჯარაში. დაცენტრიფუგირებული წყალმცეარე იწონებოდა ცენტრიფუგის სინჯარაშივე.

Chlorella emersonii-ს მიერ ტყვიის ადსორბციის დინამიკის დასადგენად ჩატარებული ცდის ხანგრძლივობა 10 წთ შეადგენდა. 28მლ წყალმცენარეში Pb^{2+}-ის 2მლ კონცენტრატის დამატების შემდეგ ყოველ წუთში იღებოდა 1მლ სინჯი, მყისიერად იფილტრებოდა (ფორის ზომა-45μ), შემდგომ გაფილტრული ხსნარი ზავდებოდა 7 მლ ბიდისტილატში და ემატებოდა 800 მკლ აზოტმჟავა.

1 გრამი ნატრიუმის ალგინატი განზავდება 100 მლ დისტილატში, შემდგომ თავსდება სანჯღრეველაზე გახსნამდე. ალგინატის ხსნარის დამზადების შემდეგ ხდება წყალმცენარის და ალგინატის არევა შესაბამისი პროპორციებით, პიპეტის ან სხვა ხელსაწყოს მეშვეობით ხდება ნაზავის თანმიმდევრული ჩაწვეთება/ჩაშვება 2% $CaCl_2$-ში. შედეგად მიიღება სფერული ფორმის ალგინატის მარცვლები იმობილიზირებული წყალმცენარით.

300მლ ბიდისტილატში დამატებული იქნა 3გ ალგინატი (mannuronic acid (M), guluronic acid (G)), 10მლ ალგინატის ხსნარში დამატებული იქნა 10მლ *Chlorella emersonii* , შემდგომ პიპეტით ჩაწვეთებულ იქნა 2%-იან $CaCl_2$-ში.

ალგინატის მარცვლები მოთავსდა ერლმეიერის კოლბაში 30 მლ შესაბამისი კონცენტრაციის ტყვიის ხსნარში (თითოეულ კონცენტრაციაზე დამზადა სამი დუბლიკატი და საერთო კონტროლი), დაყოვნდა თერმოსტატში 1 საათის განმავლობაში, განათება ≈2000 Lux, ტემპერატურა -24˚C, 1 სთ-ს შემდეგ სინჯი გაიფილტრა.

სინჯების დაშლა მჟავაში:

სუპერნატანში ჩამატებული იქნა 2მლ HNO_3-ს კონცენტრატი. დაცენტრიფუგირებული მიკროწყალმცენარეს, წინასწარ მჟავით დამუშავებულ სინჯარაში გადატანამდე, დაემატა 3მლ HNO_3 კონცენტრატი, თითო მლ-ის დამატებით განზავებული სინჯის გადასხმით, ანუ ჯამში სამჯერ გამორეცხვით. მჟავაში განზავებული სინჯი მოთავსებულ იქნა ცხელ-ბლოკზე 5 საათის განმავლობაში 90˚C-ზე. 5 საათის შემდეგ, სინჯის დაშლის-გაუფერულებისას, სათადარიგოდ გაციებული სინჯი იფილტრებოდა (Whatman N1 ქაღალდი) და ზავდებოდა 27მლ ბიდისტილატში. შესაბამისად მიღებულ იქნა აზოტმჟავას 10%-იანი კონცენტრაცია სინჯში.

დამუშავებული ცდის სინჯები იზომებოდა ინდუქციურად შეწყვილებული პლაზმის ემისიური სპექტრომეტრით სუპერნატანტში და დაშლილი *Chlorella emersonii* ხსნარში მეტალის იონების კონცენტრაციების დასადგენად, შემდეგ ტალღის სიგრძეებზე: Λ_{Pb}- 283 nm, Λ_{Cd}- 228 nm, Λ_{Zn}- 213 nm, .

ინდუქციურად შეწყვილებული პლაზმის ოპტიკური ემისიის სპექტრომეტრი (ICP-OES, VISTA-PRO CCD Simultaneous ICP-OES) კალიბრირებისთვის დამზადებულ იქნა შემდეგი სტანდარტები:

- Pb, Zn, Cd – 1, 5, 10, 25, 50, 100 ppm (10% HNO_3)

II.3. შედეგები და მათი განხილვა

ნახ.9-ზე ნაჩვენებია *Chlorella emersonii* -ს მიერ ტყვიის 0.001, 0.01, 0.1 და 1mM კონცენტრაციების ადსორბცია კონტროლირებად გარემოში 2 საათის დაყოვნებისას. საჭირო მოლარობის 2 მლ კონცენტრატების მისაღებად გამოყენებულ იქნა $Pb(NO_3)_2$. საექსპერიმენტო მიკროწყალმცენარეს მონაცემები:

- ზრდის ხანგრძლივობა -19 დღე
- მედიუმის pH -6.3
- ABS: 0.35, %T=45.3
- უჯრედების რაოდენობა- 2.82×10^6 უჯრედი/მლ

აბსცისათა ღერძზე გადაზომილია Pb^{2+}ის კონცენტრაციები მილიმოლებში. ორდინატთა ღერძზე ნაჩვენებია Pb^{2+} µg/ml პროცენტული რაოდენობა. სვეტების სახით წამოდგენილია ადსორბირებული და გარემოში დარჩენილი Pb^{2+} იონების გადანაწილება.

ნახაზიდან ჩანს რომ არეში დამატებული ტყვიის კონცენტრაციის ზრდასთან ერთად *Chlorella emersonii* -ს მიერ ადსორბირებული მეტალის იონების რაოდენობაც იზრდება. მოცემული დაკვირვება ეხმაურება A. S. Dwaish და სხ.-ს მიერ ჩატარებულ კველას, სადაც დადგინდა, რომ კონტროლირებად გარემოში *Chlorella vulgaris*-ს აქვს მაღალი მონათესაობა ტყვიის მიმართ. ცოცხალ და მოკლულ ბიომასას აქვს ტყვიის სხვასდასხვა კონცენტრაციის სორბციის უნარი, კერძოდ დადგინდა რომ ცოცხალი უჯრედებისთვის სორბცია იყო 2.2, 2.7, 3.2, 3.7, მკგ/მგ და მოკლული: 2.3, 4.1, 6.8, 7,9 მკგ/მგ არეში შესაბამისად ტყვიის 3, 6, 13 და 18 მკგ/მგ კონცენტრაციების დამატებისას [18].

ნახ.10-ზე ნაჩვენებია *Chlorella emersonii-ს* მიერ 1 mM Pb^{2+} კონცენტრაციის ადსორბციის დინამიკა 120 წუთის განმავლობაში. აბსცისათა ღერძზე მოცემულია ექსპერიმენტის მსვლელობის დრო წუთებში- 1-10 წუთამდე ინტერვალით ყოველ 1წთ-ში, 10-60 წუთამდე ინტერვალით ყოველ 10 წთ-ში და 60-120 წუთამდე 60 წუთიანი ინტერვალით. ორდინატთა ღერძზე ნაჩვენებია 1 mM Pb^{2+} ადსორბციის შედეგად, შესაბამის მომენტში მედიუმში დარჩენილ Pb^{2+} იონების რადოდენობა µg/ml-ში. მოცემული მრუდი უჩვენებს შესაბამის დროის ინტერვალებში ადსორბციის შედეგად მედიუმში დარჩენილი Pb^{2+}-ის კონცენტრაციებს.

საექსპერიმენტო მიკროწყალმცენარეს მონაცემები:

- ზრდის ხანგრძლივობა -12 დღე
- მედიუმის pH -6.1
- ABS: 0.64, %T=23
- უჯრედების რაოდენობა- 3.41 $\times 10^6$ უჯრედი/მლ

მონაცემები გვიჩვენებს, რომ 1mM Pb^{2+} ადსორბცია ხდება მყისიერად, 1წთ-ს ფარგლებში, რის შემდეგაც მომდევნო 2სთ განმავლობაში ხსნარში დარჩენილი იონების რაოდენობა მცირედ იცვლება.

ნახ.11-ზე წამოდგენილია 0.1 mM და 1mM Pb^{2+} -ის ადსორბცია *Chlorella emersonii-ს* მიერ ორ სხვადასხვა pH 6.3 და pH 3.4 მაჩვენებელზე. დაყოვნების ხანგრძლივობა 2 საათი. გარემოს pH-ის რეგულირება HCl-ს დამატებით განხორციელდა. საექსპერიმენტო მიკროწყალმცენარეს მონაცემები:

- ზრდის ხანგრძლივობა -19,12 დღე
- მედიუმის pH -6.3, pH -3.4
- ABS: 0.35, %T=45.3 , ABS: 0.38, %T=41.5
- უჯრედების რაოდენობა- 2.82 $\times 10^6$ უჯრედი/მლ, 2.15 $\times 10^6$ უჯრედი/მლ

აბსცისათა ღერძზე გადაზომილია Pb^{2+} კონცენტრაციები მილიმოლებში სხვადასხვა pH-თვის. ორდინატთა ღერძზე ნაჩვენებია Pb^{2+} μg/ml პროცენტული რაოდენობა. სვეტების სახით წამოდგენილია ადსორბირებული და გარემოში დარჩენილი Pb^{2+} იონების გადანაწილება pH-ის შეაბამის მნიშვნელობებზე.

მონაცემებიდან ჩანს, რომ pH-ის ცვლილება გავლენას ახდენს Pb^{2+}-ის ადსორბციაზე, pH-ის კლებასთან (pH6.3 –› pH3.4) ერთად მცირდება Pb^{2+} ადსორბცია 0.1 mM და 1mM კონცენტრაციებზე. ეს მონაცემები ეხმაურება კვლევას, სადაც შესწავლილ იქნა *Spirulina platensis-ს* მიერ სხვადასხვა pH-ის პირობებში ვერცხლის ბიოსორბციის უნარი. სადაც ნაჩვენები იქნა რომ *Spirulina platensis-ის* Ag^{+} ბიოსორბციის კონსტანტა და სორბირებული იონების რაოდენობა დამოკიდებულია pH-ზე. pH ზრდასთან ერთად (pH5.5 –› pH8.6) ბიოსორბციის კონსტანტა იზრდება, ხოლო სორბირებული იონების რაოდენობა მცირდება. ნაჩვენები იქნა, რომ pH ცვლილებასთან ერთად იცვლება ელემენტების ინტერაქციის ბუნება, წარმოიქმნება სხვადასხვა ტიპისა და სტრუქტურის კორდინაციული ცენტრები. ასევე

დადგინდა, რომ ნეიტრალური pH7-ის შემთხვევაში მათი ურთიერთქმედება კოოპერატიულ ხასიათს ატარებს და ბიოსორბცია მაქსიმალურ მნიშვნელობას აღწევს [19].

ნახ.12-ზე ნაჩვენებია *Chlorella emersonii* -ს მიერ კადმიუმის 0.01, 0.1 და 1mM კონცენტრაციების ადსორბცია კონტროლირებად გარემოში 2 საათის დაყოვნებისას. საჭირო მოლარობის 2 მლ კონცენტრატების მისაღებად გამოყენებულ იქნა $3CdSO_4 \times 8H_2O$. საექსპერიმენტო მიკროწყალმცენარეს მონაცემები:

- ზრდის ხანგრძლივობა -15 დღე
- მედიუმის pH -5.8
- ABS: 0.66, %T=21.9
- უჯრედების რაოდენობა- 3.5×10^6 უჯრედი/მლ

აბსცისათა ღერძზე მოცემულია Cd^{2+}ის კონცენტრაციები მილიმოლებში. ორდინატთა ღერძზე ნაჩვენებია Cd^{2+} µg/ml პროცენტული რაოდენობა. სვეტების სახით წამოდგენილია ადსორბირებული და გარემოში დარჩენილი Cd^{2+} იონების გადანაწილება.

როგორც ნახაზიდან ჩანს არეში დამატებული კადმიუმის კონცენტრაციის ზრდასთან ერთად *Chlorella emersonii*-ს მიერ ადსორბირებული მეტალის იონების რაოდენობაც იზრდება. მოცემული მონაცემები ეთახმება G.E. Arikpo და სხ.- ს მიერ ჩატარებულ კვლებს, სადაც დადგინდა, რომ *C. emersonii*-ს მიერ კადმიუმის ადსორბცია დამოკიდებულებაშია Cd-ს კონცეზნტაციაზე, რაც მიუთითებს იმაზე რომ სორბციის ხარისხი დამოკიდებულია არა მხოლოდ თავისუფალი საიტების რაოდენობაზე, არამედ არეში მეტალის კონცენტრაციაზეც, ასევე ამ კვლევის შედეგად დადგინდა, რომ კადმიუმის ადსორბცია მყისიერი პროცესია და მეტალის 70% ადსორბირდება პირველ 10 წამში ხდება [7].

ნახ.13-ზე ნაჩვენებია *Chlorella emersonii*-ს მიერ თუთიის 0.01, 0.1 და 1mM კონცენტრაციების ადსორბცია კონტროლირებად გარემოში 2 საათის დაყოვნებისას. საჭირო მოლარობის 2 მლ კონცენტრატების მისაღებად გამოყენებულ იქნა $ZnSO_4 \times 7H_2O$. საექსპერიმენტო მიკროწყალმცენარეს მონაცემები:

- ზრდის ხანგრძლივობა -15 დღე
- მედიუმის pH -5.8
- ABS: 0.66, %T=21.9
- უჯრედების რაოდენობა- 3.5×10^6 უჯრედი/მლ

აბსცისათა ღერძზე გადაზომილია Zn^{2+}ის კონცენტრაციები მილიმოლებში. ორდინატთა ღერძზე ნაჩვენებია Zn^{2+} μg/ml პროცენტული რაოდენობა. სვეტების სახით წამოდგენილია ადსორბირებული და გარემოში დარჩენილი Zn^{2+} იონების გადანაწილება.

როგორც ნახაზიდან ჩანს არეში დამატებული თუთიის კონცენტრაციის ზრდასთან ერთად *Chlorella emersonii*-ს მიერ ადსორბირებული მეტალის იონების რაოდენობაც იზრდება.

ნახ.14-ზე ნაჩვენებია 0.1 mM და 1mM Cd^{2+} -ის ადსორბცია *Chlorella emersonii*-ს მიერ ორ სხვადასხვა- pH6.3 და pH3.4 მაჩვენებელზე. დაყოვნების ხანგრძლივობა 2 საათი. გარემოს pH-ის რეგულირება განხორციელდა HCl-ს დამატებით. საექსპერიმენტო მიკროწყალმცენარეს მონაცემები:

- ზრდის ხანგრძლივობა -15,12 დღე
- მედიუმის pH -5.8, pH -3.4
- ABS: 0.66, %T=21.9 , ABS: 0.38, %T=41.5
- უჯრედების რაოდენობა- 3.5 $\times 10^6$ უჯრედი/მლ, 2.15 $\times 10^6$ უჯრედი/მლ

აბსცისათა ღერძზე მოცემულია Cd^{2+} კონცენტრაციები მილიმოლებში სხვადასხვა pH-თვის. ორდინატთა ღერძზე ნაჩვენებია Cd^{2+} μg/ml პროცენტული რაოდენობა. სვეტების სახით წამოდგენილია ადსორბირებული და გარემოში დარჩენილი Cd^{2+} იონების გადანაწილება pH-ის შეაბამის მნიშვნელობებზე.

როგორც ნახაზიდან ჩანს pH-ის ცვლილება გავლენას ახდენს Cd-ის ადსორბციაზე კერძოდ pH-ის შემცირებასთან ერთად მცირდება ადსორბცია.

ნახ.15-ზე წარმოდგენილია მედიუმში 0.001, 0.01, 0.1 და 1mM კონცენტრაციებზე Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} ერთდროული დამატებისას თითოეული ელემენტის ადსორბციის ხარისხი. ადსორბციის პროცესი 2 საათის განმავლობაში მიმდინარეობდა. საექსპერიმენტო მიკროწყალმცენარეს მონაცემები:

- ზრდის ხანგრძლივობა -15 დღე
- მედიუმის pH -5.8
- ABS: 0.66, %T=21.9
- უჯრედების რაოდენობა- 3.5 $\times 10^6$ უჯრედი/მლ

აბსცისათა ღერძზე მოცემულია Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} კონცენტრაციები მილიმოლებში. ორდინატთა ღერძზე ნაჩვენებია Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} - μg/ml - შესაბამისი კონცენტრაციების პროცენტული რაოდენობა. სვეტების სახით წამოდგენილია ადსორბირებული და გარემოში დარჩენილი Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} იონების გადანაწილება.

ნახ.16-ზე ნაჩვენებია მედიუმში 0.001, 0.01, 0.1 და 1mM კონცენტრაციებზე მედიუმში მხოლოდ Pb^{2+} და ასევე Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} ერთდროული დამატებისას Pb^{2+}ადსორბციის ხარისხის ცვლილება. თითოეულ შემთხვევაში ადსორბციის პროცესი 2 საათის განმავლობაში მიმდინარეობდა.

აბსცისატა ღერძზე მოცემულია Pb^{2+} კონცენტრაციები მილიმოლებში მედიუმში მხოლოდ Pb^{2+} და Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} თანადროული დამატებისას (აღნიშნული-Pb+Cd,Zn-თ). ორდინატთა ღერძზე ნაჩვენებია Pb^{2+} - μg/ml შესაბამისი კონცენტრაციების პროცენტული რაოდენობა. სვეტების სახით წამოდგენილია ადსორბირებული და გარემოში დარჩენილი Pb^{2+} იონების გადანაწილება *C. emersonii* -ის მხოლოდ Pb^{2+} ადსორბციის და Cd^{2+} და Zn^{2+} თანაობისას Pb^{2+} ადსხორბცისას.

ნაჩვენები იქნა რომ Pb^{2+}-ის ადსორბცია მატულობს არეში Cd^{2+} და Zn^{2+} იმავე კონცენტრაციების დამატებისას. მიღებული შედეგი კარ თანხმობაშია ლიტერატურულ მონაცემებთან : A. Wilke და სხ. მიერ ჩატარებულმა კვლევამ 30 სახეობის მიკროწყალმცენარეზე სხვადასხვა მეტალების ერთდროული ექსპოზიციის დროს დაადგინა სორბციის თანმიმდევრულობა: სორბციის მიმდევრობაა- Pb >> Ni > Cd > Zn. ასევე დადგინდა რომ იმობილიზირებულ *Chlorella salina*-ს ტყვიის მიმართ აქვს მაღალი აფინიტეტი [42].

ნახ.17-ზე ნაჩვენებია მედიუმში 0.01, 0.1 და 1mM კონცენტრაციებზე მედიუმში მხოლოდ Cd^{2+} დამატებისას და Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} ერთდროული დამატებისას Cd^{2+}ადსორბციის ხარისხის ცვლილება. თითოეულ შემთხვევაში ადსორბციის პროცესი 2 საათის განმავლობაში მიმდინარეობდა.

აბსცისათა ღერძზე გადაზომილია Cd^{2+} კონცენტრაციები მილიმოლებში მედიუმში მხოლოდ Cd^{2+} და Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} თანადროული დამატებისას (აღნიშნული-Cd+Pb,Zn-თ). ორდინატთა ღერძზე ნაჩვენებია Cd^{2+} - μg/ml შესაბამისი კონცენტრაციების პროცენტული რაოდენობა. სვეტების სახით წამოდგენილია ადსორბირებული და გარემოში დარჩენილი

Cd^{2+} იონების გადანაწილება *C. emersonii* -ს მიერ მხოლოდ Cd^{2+} და Pb^{2+} და Zn^{2+} თანაობისას Cd^{2+} ადსხორბციისას.

ნაჩვენები იქნა, რომ Cd^{2+}-ის ადსორბცია არ იცვლება არეში Pb^{2+} და Zn^{2+} იმავე კონცენტრაციების დამატებისას

ნახ.18-ზე წარმოდგენილია შედარება მედიუმში 0.001, 0.01, 0.1 და 1mM კონცენტრაციის მხოლოდ Zn^{2+} დამატებისას და Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} ერთდროული დამატებისას Zn^{2+}ადსორბციის ხარისხის ცვლილება. თითოეულ შემთხვევაში ადსორბციის პროცესი 2 საათის განმავლობაში მიმდინარეობდა.

აბსცისათა ღერძზე მოცემულია Zn^{2+} კონცენტრაციები მილიმოლებში- მედიუმში მხოლოდ Zn^{2+} და Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} თანადროული დამატებისას (აღნიშნული-Zn+Cd,Pb-თ). ორდინატთა ღერძზე ნაჩვენებია Zn^{2+} - μg/ml შესაბამისი კონცენტრაციების პროცენტული რაოდენობა. სვეტების სახით წამოდგენილია ადსორბირებული და გარემოში დარჩენილი Zn^{2+} იონების გადანაწილება *C. emersonii* -ს მხოლოდ Zn^{2+} ადსორბციის და Cd^{2+} და Pb^{2+} თანაობისას Zn^{2+} ადსხორბცისას.

ნაჩვენებია რომ Zn^{2+} ადსორბცია მცირდება 1mM, კონცენტრაციაზე და 0.1 mM, 0.01 mM -იზრდება მედიუმსი Pb^{2+} და Cd^{2+}იმავე კონცენტრაციების დამატებისას.

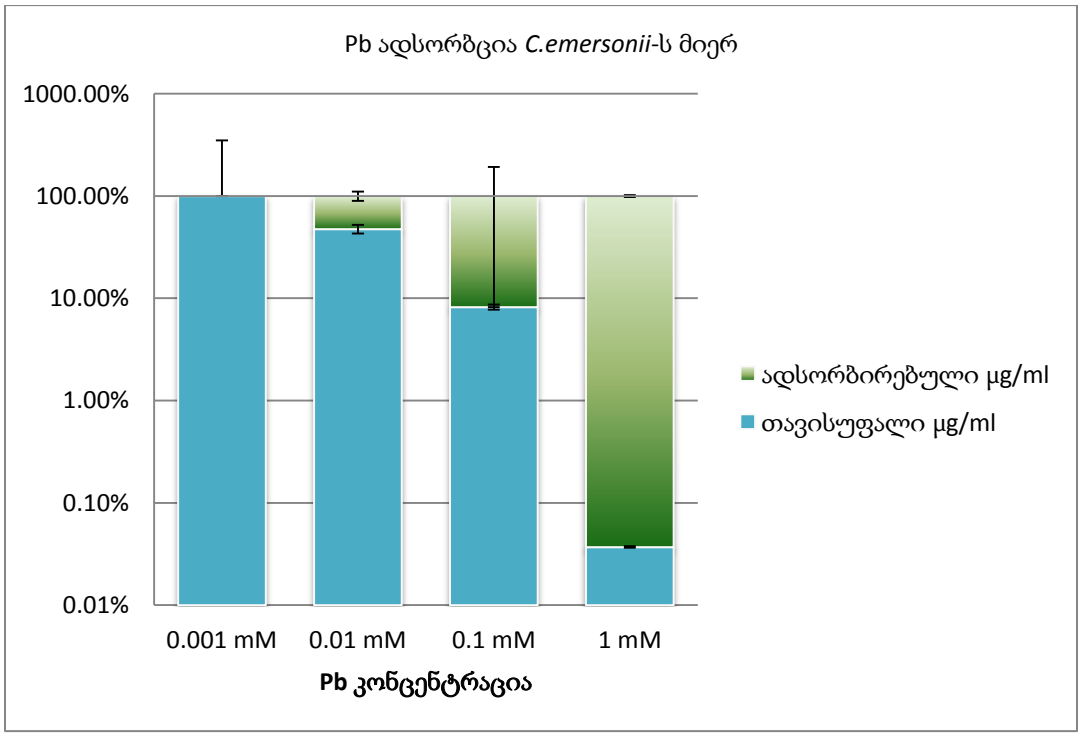
ნახ.19-ზე ნაჩვენებია ალგინატში იმობილიზირებული *C. emersonii*-ს, მხოლოდ ალგინატის მარცვლების და *C. emersonii* -ს თავისუფალი უჯრედების ადსორბციის მონაცემები ტყვიის 0.01 0.1 და 1mM კონცენტრაციებზე. ადსორბციის პროცესი 1 საათის განმავლობაში მიმდინარეობდა. მოცემულია ხსნარში დარჩენილი იონების რაოდენობა. საექსპერიმენტო მიკროწყალმცენარეს მონაცემები:

- ზრდის ხანგრძლივობა -13 დღე
- მედიუმის pH -6.3
- ABS: 0.64, %T=22.8
- უჯრედების რაოდენობა- 4.71×10^6 უჯრედი/მლ

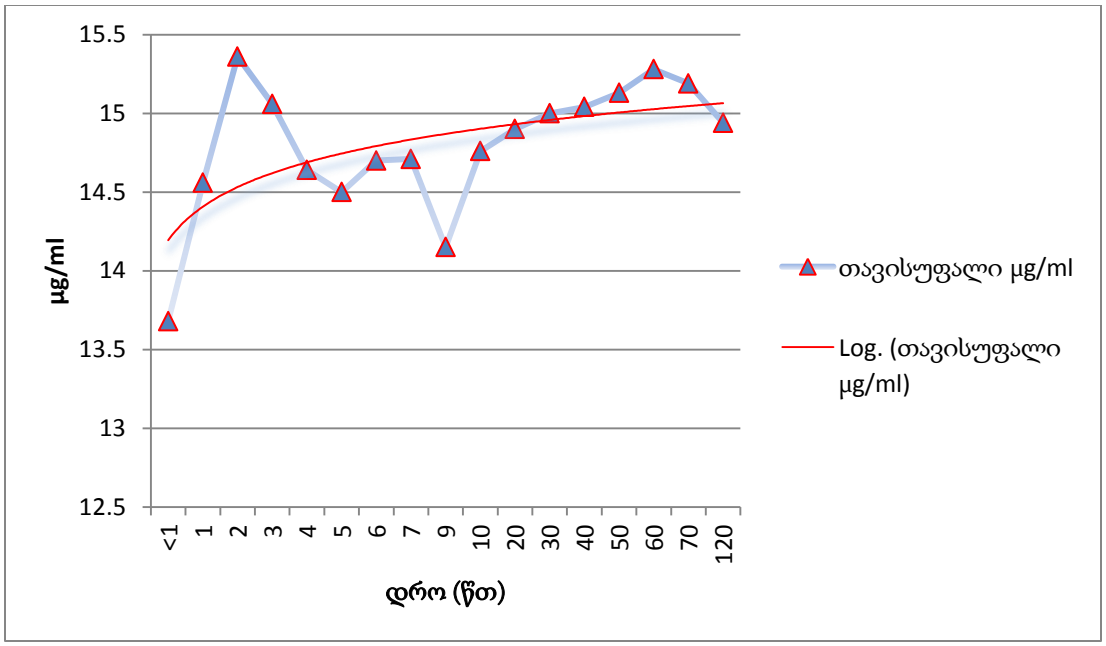
აბსცისათა ღერძზე მოცემულია Pb^{2+} კონცენტრაციები. ორდინატთა ღერძზე გადაზომილია Pb^{2+} შესაბამისი კონცენტრაციები μg/ml-ში. სვეტების სახით წამოდგენილია გარემოში დარჩენილი Pb^{2+} იონების რაოდენობა ალგინატში იმობილიზირებული *C.*

emersonii-ს, მხოლოდ ალგინატის მარცვლების და *C. emersonii* -ს თავისუფალი უჯრედების 1 საათიანი ადსორბციის შემდეგ.

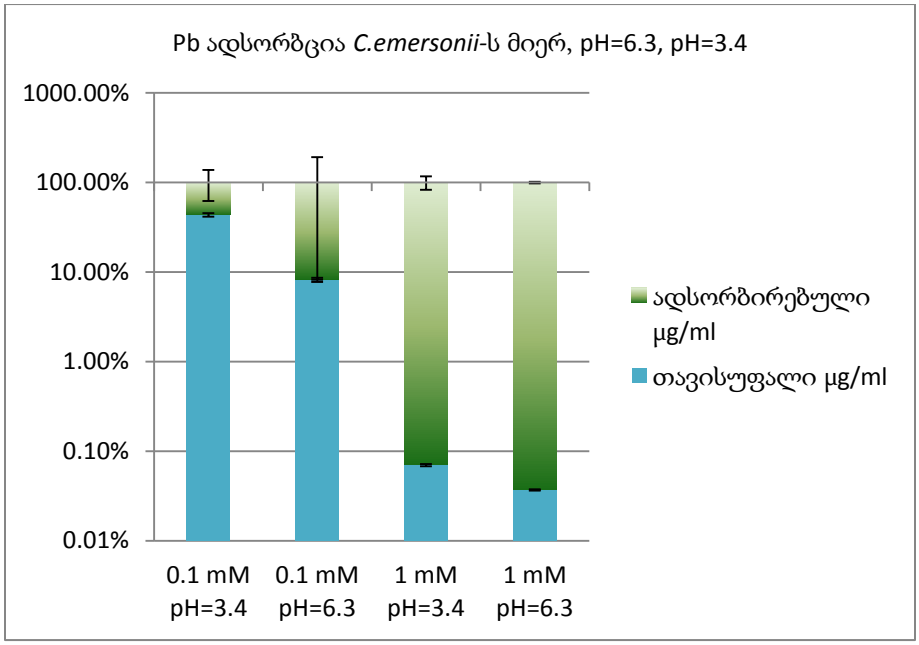
მოცემული შედეგებიდან ჩანს, რომ *Chlorella emersonii*-ს ალგინატაში იმობილიზაციისას Pb^{2+}-ს მიკრომოლურ კონცენტრაციაზე ადსორბციის ეფექტურობა იზრდება. მოცემული შედეგები ეხმაურება S. C. Wilkinson და სხ.-ს მიერ გამოქვეყნებულ კვლევას, სადაც შესწავლილ იქნა იმოილიზირებული და თავისუფალი *Chlorella emersonii*-ს მიერ Hg აკუმულაციის უნარი. ამ კვლევაში ნაჩვენებია, რომ თავისუფალი უჯრედების სორბციის ხარისხსა და არეში მეტალის რაოდენობას შორის არის ურთიერთკავშირი, მაშინ როდესაც ალგინატში იმობილიზირებისას, ნებისმიერ კონცენტრაციაზე, პროცესი ერთნაირად სწრაფად მიმდინარეობს და სორბციის ხარისხი თავისუფალ უჯრედებთან შედარებით გაცილებით მაღალია [43].



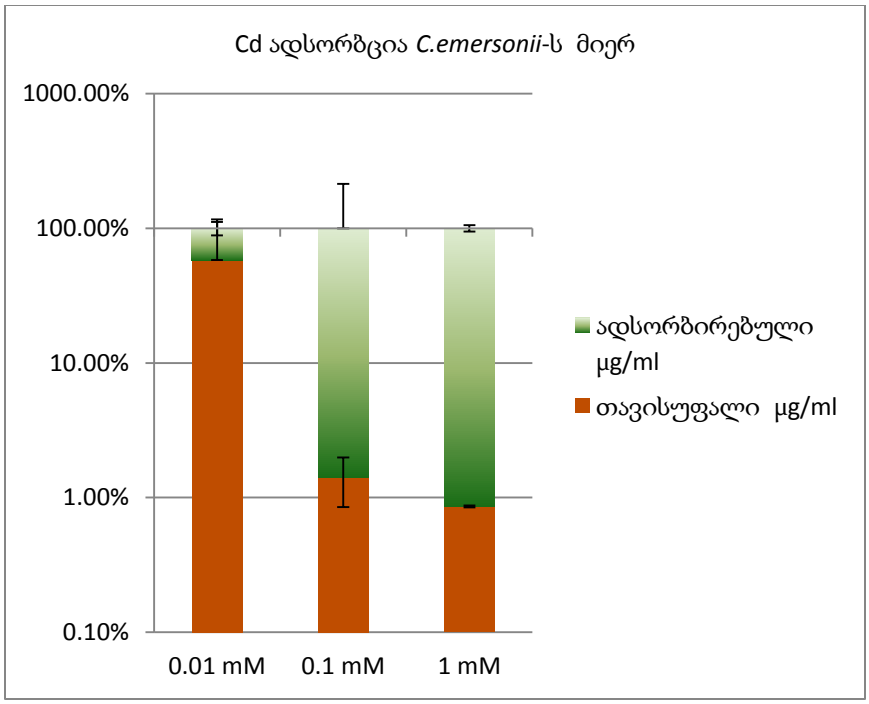
ნახ.9: 0.001, 0.01, 0.1 და 1mM ტყვიის ადსორბცია *Chlorella emersonii-ს* მიერ 2 საათის დაყოვნების შემდეგ



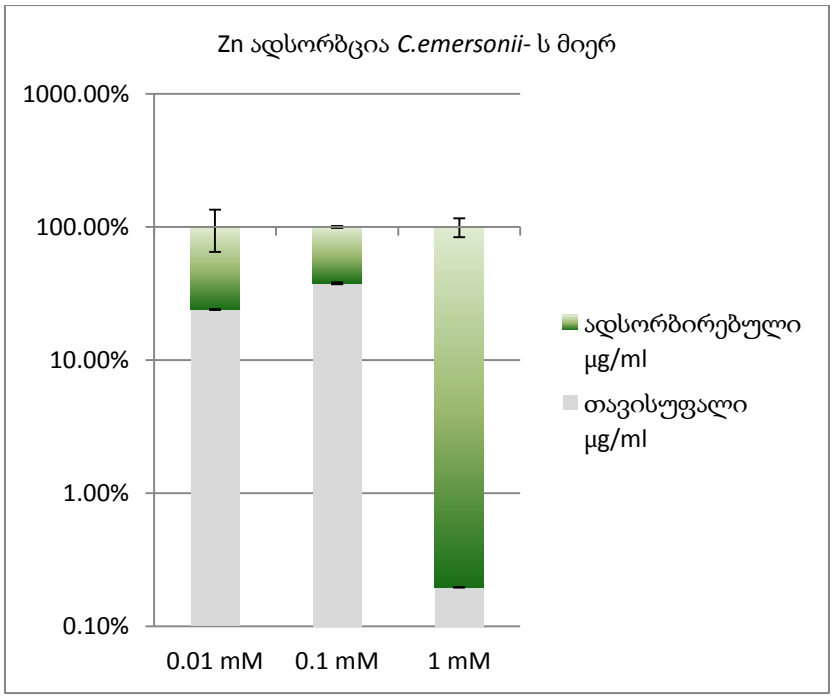
ნახ.10: მოცემულია *Chlorella emersonii*-ს მიერ ტყვიის ადსორბციის დინამიური მრუდი >1 წთ-დან 2 სთ-მდე



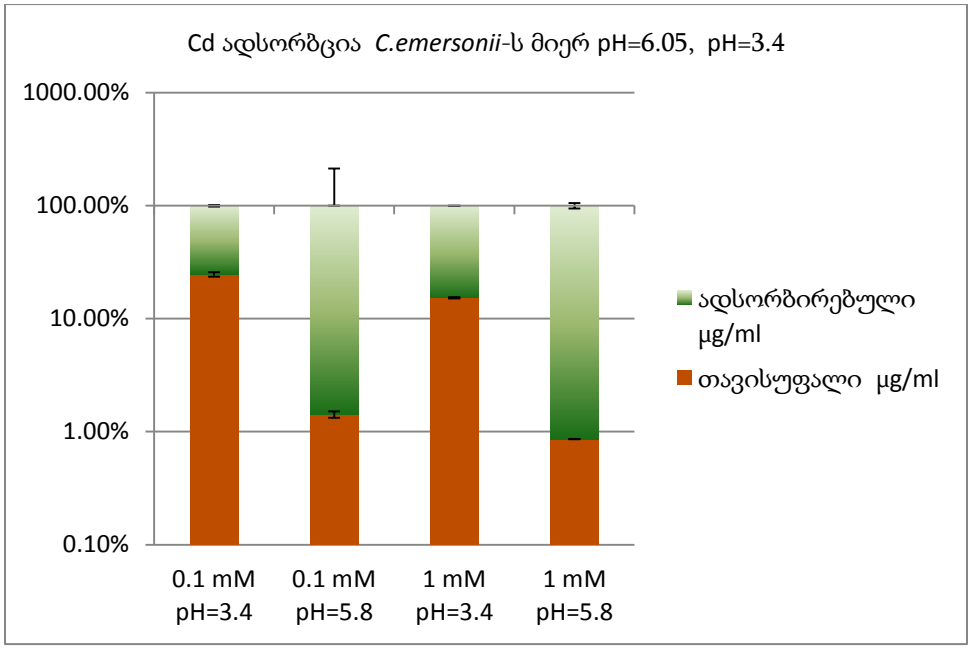
ნახ.11: *Chlorella emersonii*-ს მიერ ტყვიის ადსორბციის ხარისხის ცვლილება pH6.3-დან pH3.4-მდე 0.1 mM და 1mM კონცენტრაციებზე



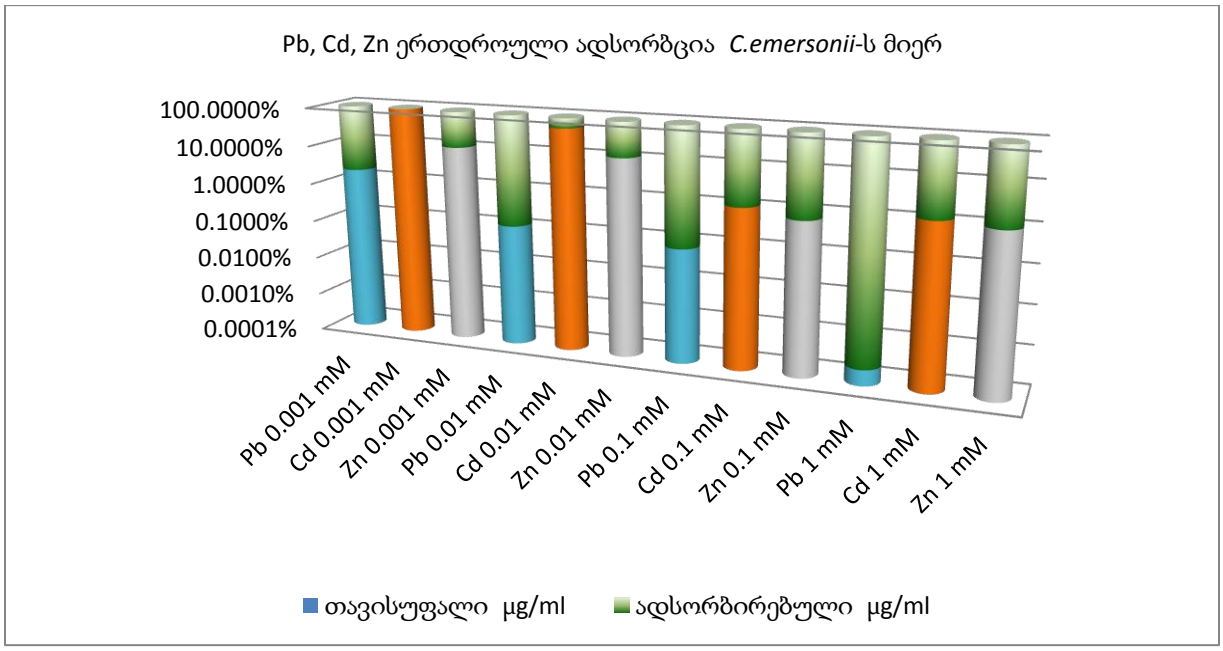
ნახ.12: 0.01, 0.1 და 1mM კადმიუმის ადსორბცია *Chlorella emersonii*-ს მიერ 2 საათის დაყოვნების შემდეგ



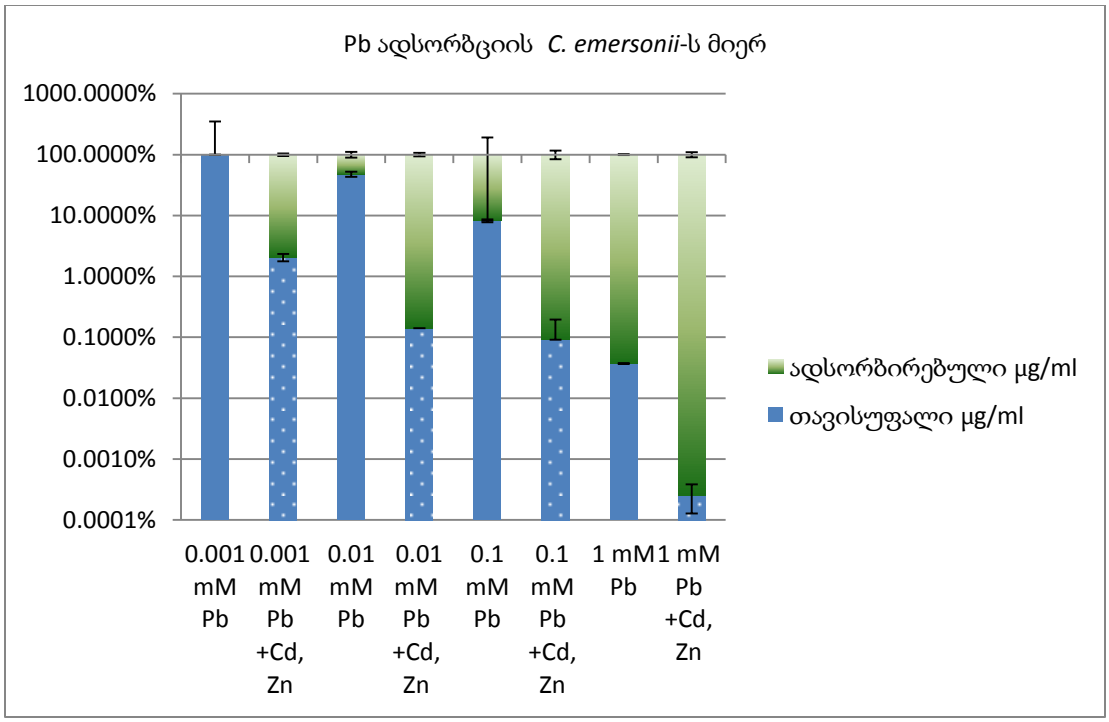
ნახ.13: 0.01, 0.1 და 1mM თუთიის ადსორბცია *Chlorella emersonii*-ს მიერ 2 საათის დაყოვნების შემდეგ



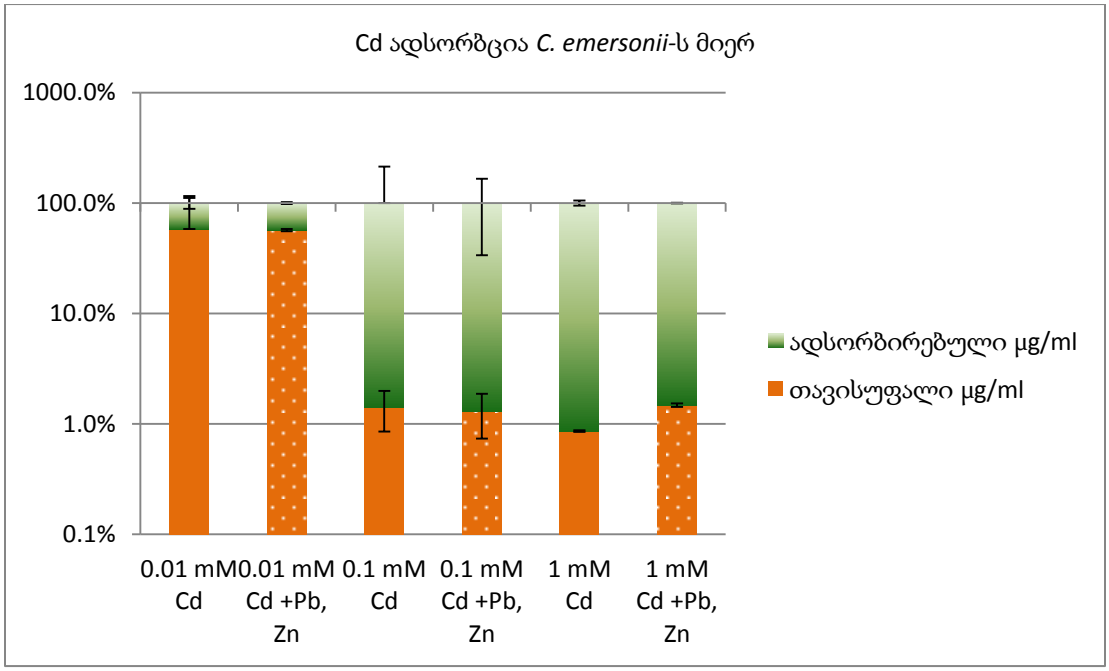
ნახ.14: *Chlorella emersonii*-ს მიერ კადმიუმის ადსორბციის ხარისხის ცვლილება pH6.3-დან pH3.4- მდე 0.1 mM და 1mM კონცენტრაციებზე



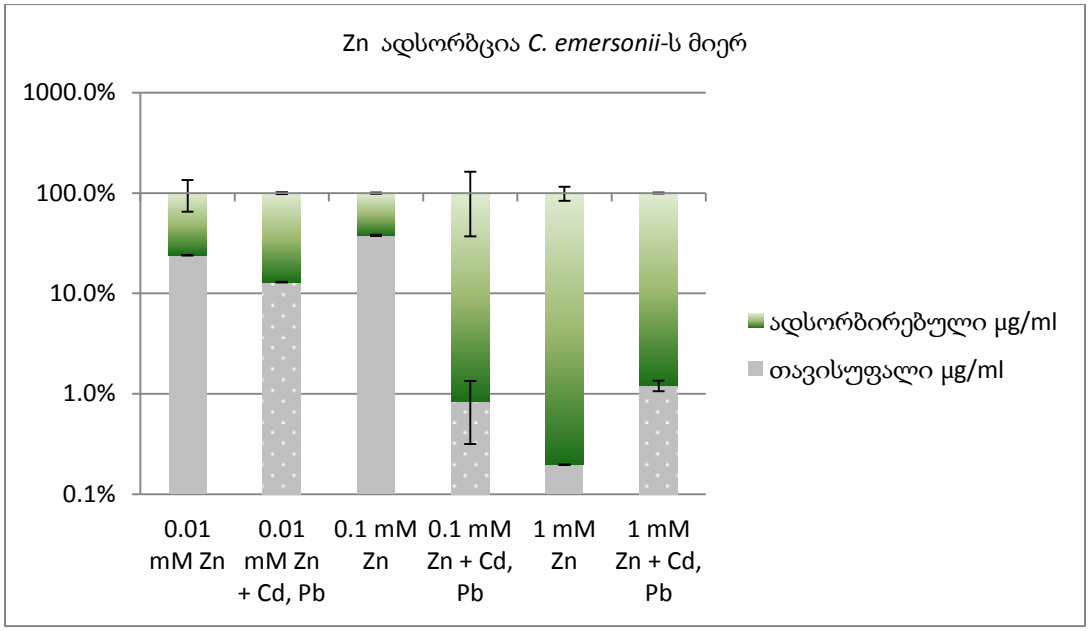
ნახ.15: ნაჩვენებია გარემოში Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} ერთდროული დამატებისას თითოეული მეტალის ადსორბციის ხარისხი 0.001, 0.01, 0.1 და 1mM კონცენტრაციებზე.



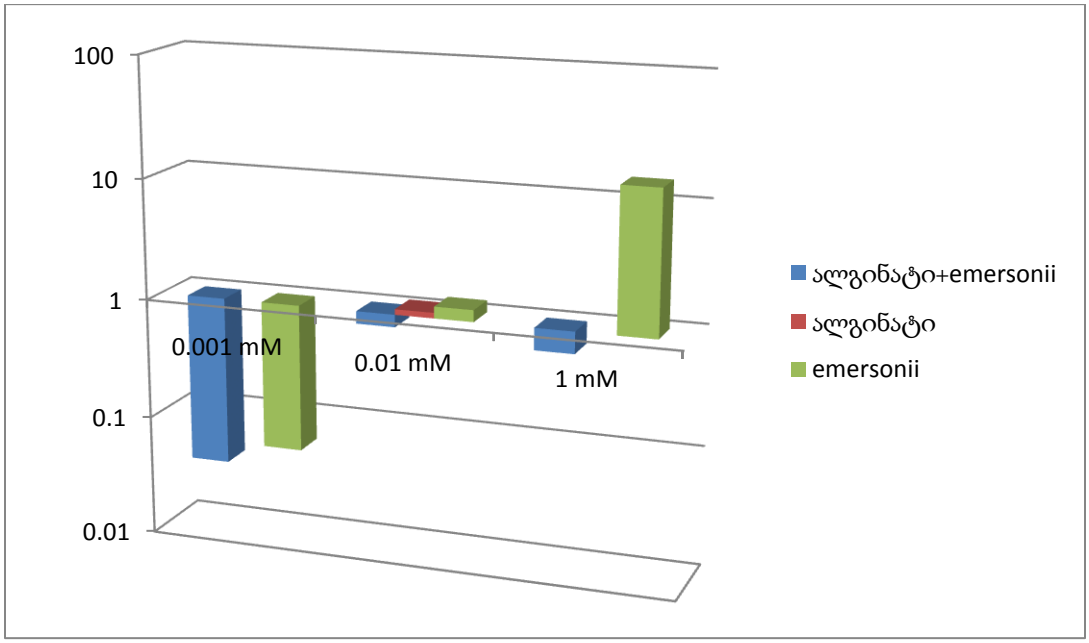
ნახ.16: *C. emersonii*-ს Pb^{2+}, Cd^{2+}, Zn^{2+} ერთდროული ექსპოზიციის დროს Pb^{2+} ადსორბციის შედარება გარემოში მხოლოდ ტყვიის დამატებისას მიღებულ შედეგებთან



ნახ.17: *C. emersonii*-ს Pb^{2+}, Cd^{2+}, Zn^{2+} ერთდროული ექსპოზიციის დროს Cd^{2+} ადსორბციის შედარება გარემოში მხოლოდ კადმიუმის დამატებისას მიღებულ შედეგებთან



ნახ.18: *C. emersonii*-ს Pb^{2+}, Cd^{2+}, Zn^{2+} ერთდროული ექსპოზიციის დროს Zn^{2+} ადსორბციის შედარება გარემოში მხოლოდ თუთიის დამატებისას მიღებულ შედეგებთან



ნახ.19: ალგინატში იმობილიზირებული *C. emersonii*, მხოლოდ ალგინატის მარცვლების და *C. emersonii* -ს თავისუფალი უჯრედების ადსორბციის მონაცემები ტყვიის 0.1 და 1mM კონცენტრაციებზე. მოცემულია ხსნარში დარჩენილი იონების რაოდენობა µg/ml-ში.

დასკვნა

შესწავლილ იქნა მიკროწყალმცენარე *Chlorella emersonii*-ის მიერ in vivo ტყვიის, კადმიუმის და თუთიის ადსორბციის უნარი კონტროლირებად ლაბორატორიულ პირობებში.

Chlorella emersonii-ს ახასიათებს ტყვიის, კადმიუმის და თუთიის ადსორბციის უნარი. ტყვიის ადსორბცია მყისიერი პროცესია და ხსნარიდან მეტალი ადსორბირდება პირველი 1 წთ-ს განმავლობაში. *Chlorella emersonii*-ს მიერ Pb^{2+}, Cd^{2+} და Zn^{2+} ადსორბცია დამოკიდებულია ხსნარში ამ მეტალების კონცენტრაციაზე. *Chlorella emersonii*-ს ალგინატში იმობილიზაციისას ტყვიის მცირე კონცენტრაციაზე ადსორბციის ეფექტურობა იზრდება.

გარემოს pH ზეავლენას ახდენ *Chlorella emersonii*-ს მიერ Pb^{2+}-ს ადსორბციაზე, pH-ს მომატებასთან ერთად იზრდება ადსორბცია.

კადმიუმის ტყვიის და თუთიის იონების ურთიერთკონკურენციისას Cd^{2+} და Zn^{2+} თანაობა ხელს უწყობს Pb^{2+} ადსორბციის ზრდას.

გამოყენებული ლიტერატურა

[1] გარემოს ქიმია (ეკოქიმია), გურამ სუპატაშვილი, თბილისის უნივერსიტეტის გამომცემლობა, 2009.

[2] Ahemad M., Kibret M., Recent Trends in Microbial Biosorption of Heavy Metals: A Review, Biochemistry & Molecular Biology, Sciknow Publications Ltd., 2013, 1(1), pp. 19-26

[3] Ahluwalia S.S., Goyal D., Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater, Bioresour Technol, 2007, 98(12).

[4] Ahmad A., Ghufran R., Wahid Z. A., Cd, As, Cu, and Zn Transfer through Dry to Rehydrated Biomass of *Spirulina Platensis* from Wastewater, Polish J. of Environ. Stud., 2010,19(5), pp. 887-893.

[5] Allard B., Templier J., High molecular weight lipids from the trilaminar outer wall (TLS)-containing microalgae Chlorella emersonii, Scenedesmus conmmunis and Tetraedron minimum, Phytochemistry, 2001, 57(3), pp. 459-67.

[6] Alluri H. K., Ronda S.R., Settalluri V.S., Bondili J.S., Suryanarayana. V., Venkateshwar. P., Biosorption: An eco-friendly alternative for heavy metal removalAfrican, Journal of Biotechnology, 2007, 6 (25), pp. 2924-2931.

[7] Arikpo G.E., Eja M.E., Ogbonnaya L.O., Opara A.A., Cadmium uptake by the green alga Chlorella emersonii, Global Jnl Pure & Applied Sciences, 2004, 10(2), pp. 257-262.

[8] Arjoon A., Olaniran A. O., Pillay B., Co-contamination of water with chlorinated hydrocarbons and heavy metals: challenges and current bioremediation Strategies, Int. J. Environ. Sci. Technol., 2013, 10, pp. 395–412.

[9] Averyg S.V., Codd E. A., Gadd G. M., Replacement of cellular potassium by caesium in *Chlorella emersonii:* differential sensitivity of photoautotrophic and chemoheterotrophic growth, Journal of General Microbiology *,* 1992, 138, pp. 69-76.

[10] Bressler J., Kim K.A., Chakraborti T., Goldstein G., Molecular mechanisms of lead neurotoxicity, Neurochem Res., 1999, 24(4) pp. 595-600.

[11] Brinza, L., Dring M.J., Gavrilescu M., Marine micro and macro algal species as biosorbents for heavy metals, Environmental Engineering And Management Journal, 2007, 6, pp. 237-251.

[12] Brzóska M.M., Moniuszko-Jakoniuk J, Interactions between cadmium and zinc in the organism, Food and Chemical Toxicology, 2001 39(10), pp. 967–980.

[13] Chisti Y., Biodiesel from microalgae, Biotechnology Advances, 2007, 25(3), pp. 294–306.

[14] Chojnacka K., Chojnacki A., Górecka H., Biosorption of Cr3+, Cd2+ and Cu2+ ions by blue-green algae Spirulina sp.: kinetics, equilibrium and the mechanism of the process., Chemosphere, 2005, 59(1), pp. 75-84.

[15] Corre G., Templier J., Largeau C., Rousseau B., Berkaloff C., Influence Of Cell Wall Composition On The Resistance Of Two Chlorella Species (Chlorophyta) To Detergents, Journal of Phycology, 1996, 32(4), pp. 584–590.

[16] De-Bashan L.E., Bashan Y., Immobilized microalgae for removing pollutants: Review of practical aspects, Bioresource Technology, 2010, 101, pp. 1611–1627.

[17] Disyawongs G., Accumulation of Cooper, Mercury and lead in *Spirulina Platensis* studied in Zarrouk's Medium, The Journal of KMITNB, 2002, 12 (4).

[18] Dwaish A.S., Mohammed D.Y., Jawad A.M., L-kubaicy A.A.A, Determine the uptake of lead in *Chlorella vulgaris* isolated from Tigris River in Baghdad city, International Journal of Scientific & Engineering Research, 2011, 2(9).

[19] Gelagutashvili E., Ginturi E., Kuchava N., Bagdavadze N., Rcheulishvili A., Biosorption of Ag(I)-Spirulina platensis for different pH, Cornell University library, 2011, http://arxiv.org/abs/1106.0594.

[20] Hameed M. S. A., Continuous removal and recovery of lead by alginate beads, free and alginate-immobilized *Chlorella vulgaris,* African Journal of Biotechnology, 2006, 5(19), pp. 1819-1823.

[21] Illman A.M., Microalgal Biotechnology: Development of Chlorella as a Biofuel, CNAA, University of west of England, 1994.

[22] Inthorna D., Sidtitoona N., Silapanuntakula S., IncharoensakdiA., Sorption of mercury, cadmium and lead by microalgae, ScienceAsia, 2002, 28, pp. 253-261.

[23] Joshi N., Biosorption of heavy metals, Thesis, Department of Biotechnology and Environmental Sciences, Thapar Institute of Engineering and Technology, Patiala –147004, 2003.

[24] Kalabegishvili T., Murusidze I., KirkesaliE. , Rcheulishvili A. , Ginturi E., Gelagutashvili E., Kuchava N., Bagdavadze N., Pataraya D., Gurielidze M., Tsertsvadze G., Gabunia V., Synthesis Of Gold And Silver Nanoparticles By Some Microorganisms, T. Kalabegishvili et al. Nano Studies, 2012, 6, pp. 5-14.

[25] Kinoshitaa H., Sohmaa Y., Ohtakea F., Ishidaa M., Kawaib Y., Kitazawab H., Saitob T., Kimuraa K., Biosorption of heavy metals by lactic acid bacteria and identification of mercury binding protein, Research in Microbiology, 2013.

[26] Macek T., Mackova M., Potential of Biosorption Technology, Microbial Biosorption of Metals, 2011, pp. 7-17.

[27] Naja G., Murphy V., Volesky B., Bioprocess, Bioseparation, and Cell Technology: Biosorption, Metals, Encyclopedia of Industrial Biotechnology, 2010.

[28] Pal T.K., Bhattacharyya S., Basumajumdar A., Cellular distribution of bioaccumulated toxic heavy metals an *Aspergillus Niger* and *Rhizopus Arrhizus*, International Journal of Pharma and Bio Sciences, 2010, 1(2).

[29] Parales R. E., Bruce N. C., Schmid A., Wackett L. P., Biodegradation, Biotransformation, and Biocatalysis (B3), Appl Environmental Microbiology, 2002, 68(10), pp. 4699–4709.

[30] Perfus-Barbeoch L., Leonhardt N., Vavasseur A., Forestier C., Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status, The Plant Journal, 2002, 32, pp. 539–548.

[31] Podgorskiĭ V.S., Kasatkina T.P., Lozovaia O.G., Yeasts--biosorbents of heavy metals, Mikrobiol Z., 2004 , 66(1) pp. 91-103.

[32] Sabat S., Karvitha R.V., Shantha S.L., Nair G., Genesh M., Chandroth N., Biosorption: An Eco-Friendly Technique for the Removal of Heavy Metals, Indian journal of applied research, 2012, 2(3).

[33] Simons T. J. B., Cellular Interactions Between Lead And Calcium, Oxford Journals, British Medical Bulletin, 1986, 42(4), pp. 431-434.

[34] Sulaymon A.H., Mohammed A.A., Al-Musawi T.J., Competitive biosorption of lead, cadmium, copper, and arsenic ions using algae, Environ Sci Pollut Res Int., 2013, 20(5), pp. 3011-23

[35] Tang Y.Z., Gin K. Y. H., Aziz M. A., Equilibrium Model for Cadmium Adsorption by Green Algae in a Batch Reactor, Journal of Environmental Engineering, 2002, 128(4).

[36] Tsezos M., Volesky B., Biosorption Of Uranium And Thorium, Biotechnology And Bioengineering, 1981, 23(3), pp. 583–604.

[37] Vieira R. H. S. F., Volesky B., Biosorption: a solution to pollution?, Internatl Microbiol, 2000, 3, pp. 17–24.

[38] Vijayaraghavan K., Yun Y.S., Bacterial biosorbents and biosorption, Research review paper, Biotechnology Advances, 2008, 26, pp. 266–291.

[39] Volesky B. , Naja G., Biosorption: Application strategies, Proceedings of the 16th Internat. Biotechnol. Symp. (ISBN #0-920051-17-1), 2005, pp. 531-542.

[40] Volesky B., Biosorption and me, Review Water Research, 2007, 41(18).

[41] Wang J., Chen C., Biosorbents for heavy metals removal and their future, Research review paper, Biotechnology Advances, 2009, 27, pp. 195–226.
[42] Wilke A., Buchholz R., Bunke G., Selective biosorption of heavy metals by algae, Environmental Biotechnology, 2006, 2(2), pp. 47-56.
[43] Wilkinson S. C., Goulding K. H., Robinson P. K., Mercury removal by immobilized algae in batch culture systems, Journal of Applied Phycology,1990, 2(3), pp. 223-230.
[44] Wren C. D., Maccrimmon H. R., Loescher B. R., Examination of bioaccumulation and biomagnification of metals in a precambrian shield lake, Water, Air, and Soil Pollution ,1983, 19(3), pp. 277-291.
[45] Chlorella--Physiology and Taxonomy of Forty-One Isolates, Shihira I., Krauss R.W., Year-UNK Binding: Hardcover Pages: 99 Publisher: University of Maryland, 1960.
[46] Hazardous waste management, Environmental resources management, LaGrega M.D., Buckingham P.L., Evans J. C., Second edition,Waveland Press, Inc., 2010.
[47] Коттон Ф., Уилкинсон Дж. Современная Неорганическая Химия. М., Мир,1969, 494с
[48] Жолнин А. В., конспект лекций по общей химии, Челябинская государственная медицинская академия, 2001. http://gvd2-studia.narod.ru/tablica/XBE.htm#1.200
[49] *Mertz W. The essential trace elements, Science, 1981, 213 pp.132-213