

## ნიადაგის ზედაპირის რადიაციულ-ქიმიური დაბინძურების ინტენსივობის ცვლილების არასტაციონარული მოდელი

ჩანქსელიანი ზ., მათიაშვილი ს., კერესელიძე ზ., ჩხიტუნძიე მ.

*ივანე ჯავახიშვილის სახ. თბილისის სახელმწიფო უნივერსიტეტის  
მიხეილ ნოდიას სახ. გეოფიზიკის ინსტიტუტი  
sophiko\_79@mail.ru, marina\_chxitunidze@yahoo.com*

**შესავალი.** გარემოს დაბინძურება მავნე ნარჩენებით წარმოადგენს გლობალურ პრობლემას. ჯანდაცვის მსოფლიო ორგანიზაციის მონაცემების თანახმად, ადამიანის მდგომარეობის განმსაზღვრელ ფაქტორებში 20%-მდე წვლილი მოდის ბუნებრივ პირობებზე. ეკოლოგიური მდგომარეობა პირდაპირ ან ირიბად არის მიჩნეული სხვადასხვა დაავადებების მაპროვოცირებელ მიზეზად. ამას მოწმობს მაგალითად, ონკოლოგიური დაავადებების სულ უფრო მზარდი მასშტაბი და გაზირებული გენეტიკური მუტაციები. ამის მთავარი მიზეზია გარემოში მოხვედრილი ტოქსიკური სამრეწველო ნარჩენები. განვითარებული მრეწველობის მქონე ქვეყნებში მეტად საგრძნობი აღმოჩნდა რადიოაქტიური ელემენტებითა და მძიმე მეტალებით დაბინძურება [1-6]. მჭიდროდ ურბანიზირებულ ადგილებში განსაკუთრებით ნეგატიური მოქმედება გააჩნიათ მძლავრ სამრეწველო კომპლექსებს, კერძოდ, მეტალურგიულ კომბინატებს. ამ თვალსაზრისით გამონაკლისი არ იყო საქართველო, სადაც ათწლეულების განმავლობაში რუსთავსა და ზესტაფონში ფუნქციონირებდნენ მეტალურგიული კომბინატები. ისინი განთავსებულნი იყვნენ უშუალოდ შუაგულ ქალაქებში, რომლებიც ემიჯნებიან სასოფლო-სამეურნეო დანიშნულების მქონე მიწებს. ცნობილია, რომ ამ ობიექტებიდან ადგილი ჰქონდა გარემოს მასშტაბურ დაბინძურებას ატმოსფერული გამონაბოლქვებისა და მყარი ნარჩენების არასათანადო უტილიზაციის გამო. ამის შედეგად რუსთავსა და ზესტაფონში ჰაერის დაბინძურებამ კრიტიკულ დონეს მიაღწია. ამიტომ, გასული საუკუნის 70-იან წლებში საბჭოთა ხელისუფლებამ მიუღებელი შეიქმნა მეტალურგიულ კომბინატებში განეხორციელებინა გარკვეული დამცავი ღონისძიებები. მაგრამ, როგორც თავის დროზე მ. ნოდიას სახ. გეოფიზიკის ინსტიტუტის ატმოსფეროს ფიზიკის განყოფილების მიერ ჩატარებულმა სპეციალურმა გამოკვლევამ აჩვენა, ეს ღონისძიებები არაეფექტური აღმოჩნდა. თანაც ეს ინფორმაცია, მაშინდელი ხელისუფლების პოლიტიკიდან გამომდინარე, ფაქტიურად გასაიდუმლოვდა და სათანადო სისრულით არ აისახა ღია პუბლიკაციებში.

მეტალურგიული წარმოების თანმდევი დაბინძურების დინამიკის დროში და სივრცეში ცვლილების შესწავლა განვითარებულ ქვეყნებში საკმაო ხანია მიმდინარეობს. ამ მიმართულებით კვლევა გააქტიურდა რუსეთში, რომელიც ყოფილი საბჭოთა სამრეწველო კომპლექსის მთავარი მემკვიდრეა და მნიშვნელოვან წილად ეკოლოგიური პრობლემების

იგივე წყაროები გააჩნია, როგორც საქართველოს. მაგალითად, ურალის სამრეწველო რეგიონისათვის უკვე არსებობს საკმაოდ სრული ინფორმაციული ბაზა. კერძოდ, დადგენილია ქალაქ ჩუსოვაიას მძლავრი მეტალურგიული კომპლექსის მავნე მოქმედების ტექნოგენური მექანიზმები და განსაზღვრულია მძიმე მეტალებით ნიადაგის დაბინძურების მახასიათებლები [7]. ამ მონოგრაფიაში მოცემული დაბინძურების დონის დინამიკური ცვლილების პროგნოზის მეთოდოლოგია შეიძლება გარკვეულ ფარგლებში უნივერსალურია და იდენტური უნდა იყოს ნებისმიერი მავნე ან ფერადი მეტალურგიული წარმოებისათვის. ცნობილია, რომ ქიმიურ-რადიაციული დაბინძურების ატმოსფეროსა და ნიადაგში გავრცელების ბუნებრივი მექანიზმები ფაქტიურად უნივერსალურია. ამკარაა, რომ ასეთი მექანიზმები მოქმედებდნენ რუსთავის მეტალურგიული კომბინატის მომიჯნავე ტერიტორიაზეც. გარდა ამისა, ყოფილ საბჭოთა კავშირში მეტალურგიული წარმოება პრაქტიკულად ყველგან ერთნაირი ტექნოლოგიით ხდებოდა, შესაბამისად, სრულიად დასაშვებია, რომ არსებობდეს თვისებრივი მსგავსება ჩუსოვაისა და რუსთავის ნიადაგების დაბინძურების რეტროსპექტიულ (საწყის) სურათებს შორის. ამ შემთხვევაში რაოდენობრივი განსხვავება გამოწვეული უნდა იყოს მხოლოდ ამ კომბინატებში გამოყენებული რკინის მადნის, მეტალურგიული პროდუქციის სახეობისა და საწვავის შემადგენლობის განსხვავებით.

**გარემოს ფიზიკური პარამეტრები – ტექნოგენური დაბინძურება.** მეტალურგიული ობიექტები დანატმოსფერულ გარემოში ქიმიური ელემენტების მოხვედრა ძირითადად ხდება ღუმელების მილებიდან გამოფრქვეულ აირთან ერთად. ამიტომ მილი შეიძლება წარმოვიდგინოთ წერტილოვან წყაროდ, რომლის პროდუქტი ჰაერში აეროზოლების სახით გავრცელებასთან ერთად, თანდათან ილექება დედამიწის ზედაპირზე. მიუხედავად იმისა, რომ ორივე მოვლენა ისეთი გადატანითი ტიპის პროცესებს მიეკუთვნება, რომელთა მექანიზმები ფიზიკური თვალსაზრისით მსგავსია, მათი განვითარება ხდება სხვადასხვა გარემოში. ამიტომ ბუნებრივია, რომ ატმოსფეროში დაბინძურების გავრცელების დრო არ შეიძლება დაბინძურების ნიადაგში გავრცელების დროის თანაზომადი იყოს. ამ თვალსაზრისით დროის საწყის მომენტს პრინციპული მნიშვნელობა აქვს მხოლოდ ნიადაგის დაბინძურებისათვის. მაგალითად, რუსთავში გარემოს დაბინძურების საწყისი მომენტად უნდა ჩავთვალოთ მეტალურგიული კომბინატის ამუშავების თარიღი (დაახლოებით 1945 წ.). ბუნებრივია, რომ დაბინძურებას არ ჰქონდა ერთჯერადი ხასიათი და პერმანენტულად ხდებოდა საბჭოთა კავშირის დაშლამდე.

გარემოს დაბინძურების ეფექტის შეფასებისათვის საჭიროა ვიცოდეთ წყაროს სიმძლავრე, ანუ დაბინძურების საწყისი კონცენტრაცია, და წყაროს მოქმედების ხანგრძლივობა. დედამიწაზე დამაბინძურებელი აგენტის განფენა შეიძლება მოხდეს როგორც ჰაერიდან, ასევე დედამიწაზე წარმოების მყარი ნარჩენების პირდაპირი დაყრის შედეგად. ამის კარგი მაგალითია რუსთავის ცენტრალური პარკი, რომლის ტერიტორიაზე წლების განმავლობაში მოხდა რუსთავის მეტალურგიულ კომბინატში გამომუშავებული წიდის დაყრა დიდი ოდენობით. თუმცა მეტალურგიული წარმოება პრაქტიკულად უწყვეტი ხასიათისაა, დასაშვებია ამ პროცესის დისკრეტულ აქტებად დაშლა. თითოეული ასეთი აბსტრაქტული აქტი შეიძლება შემდეგნაირად წარმოვიდგინოთ: გარემოს დაბინძურება მაქსიმალურია წყაროს სიახლოვეს, ხოლო მანძილის ზრდასთან ერთად დაბინძურების ინტენსივობა იკლებს. ეს პროცესი ვითარდება როგორც სივრცეში, ასევე დროში, ანუ დიფუზიურ-კონვექციური გადატანის გამო ლოკალური დაბინძურების დონე თანდათან უნდა იკლებ-

დეს. ფორმალურად, სადღაც პერიფერიაზე, ქიმიურ-რადიაციული დაბინძურების ინტენსივობა უნდა აღწევდეს ტექნოგენური დაბინძურებისაგან თავისუფალი ტერიტორიისათვის დამახასიათებელ ფონურ მნიშვნელობას. თუმცა, რეალურ პირობებში ასეთი მოთხოვნის დაკმაყოფილება ძნელად წარმოსადგენია. მართლაც, აშკარაა, რომ გარემოში მავნე ქიმიური ელემენტების გავრცელება, საწყისი კონცენტრაციის გარდა, დამოკიდებულია კიდევ ორ მნიშვნელოვან ფაქტორზე: მეტეოროლოგიურ პირობებზე და ნიადაგის ფიზიკა-ქიმიურ თვისებებზე. თითოეულ ამ ფაქტორს ახასიათებს მრავალი პარამეტრი, რაც ნიშნავს, რომ დაბინძურების გავრცელების პროცესი მათემატიკური თვალსაზრისით წარმოადგენს განსაკუთრებულად რთულ ამოცანას, რომლის ზოგადი ანალიზური ამოხსნა შეუძლებელია. თუმცა, კონვექციური გადატანის მექანიზმის უგულვებელყოფის შემთხვევაში, დიფუზიის განტოლების კლასიკური ამონახსნების გამოყენებით, შესაძლებელია საკმაოდ ინფორმატიული ანალიზური კავშირების მიღება. ასეთი ამონახსნით მოცემული დაბინძურების დონის დინამიური ცვლილების სურათი გარკვეულ სასაზღვრო პირობებში შეიძლება გახდეს საკმაოდ კორექტული რაოდენობრივი შეფასებების საფუძველი.

დიფუზიის პროცესში ფართის ზრდასთან ერთად კლებულობს დაბინძურების კონცენტრაცია, ანუ დიფუზიის გარეშე შეუძლებელი იქნებოდა დაბინძურების დონის ცვლილება. ამრიგად, დიფუზიური პროცესი მეტ-ნაკლები სიჩქარით ახდენს დაბინძურების ეფექტის ნიველირებას, რომლის დონე დამოკიდებულია წყაროს სიმძლავრეზე დამოქმედების ხანგრძლივობაზე. ამიტომ, ნიადაგის დაბინძურების ფონურ მნიშვნელობასთან მიახლოების თვალსაზრისით, მნიშვნელოვანია, თუ როგორია: ერთჯერადი, პერიოდული თუ უწყვეტი ხასიათის, დაბინძურების წყაროს მოქმედება. მხედველობაშია აგრეთვე მისაღები, იყო თუ არა წყვეტა დაბინძურების წყაროს მოქმედებაში, ან ხომ არ შეიცვალა დაბინძურების ქიმიური სტრუქტურა და ინტენსივობა. ნებისმიერ შემთხვევაში, დროის მოცემულ მომენტში დაბინძურების დონე პირდაპირ კავშირშია რეტროსპექტული სურათის სივრცეში და დროში განვითარების პროცესთან. ბუნებრივია, რომ მოდელირების პროცესში გამოყენებული უნდა იყოს ქიმიური დაბინძურების მიგრაციის განმსაზღვრელი ფიზიკური პარამეტრები (მაგნიტური ამთვისებლობა, ჰიდრავლიკური დიფუზიის კოეფიციენტი, ზედაპირის ოროგრაფია, მეტეოროლოგიური მონაცემები). ამიტომ, დაბინძურების დინამიკის მოდელირების სარწმუნოება დამოკიდებულია არა მხოლოდ მათემატიკურ კორექტულობაზე, არამედ ნიადაგის სინჯების აღების ადგილის სწორად განსაზღვრაზე და ნიმუშების სრულფასოვან ლაბორატორიულ ანალიზზეც.

**ფიზიკური მოდელი.** არასტაციონარული დიფუზიის განტოლება ფორმით თანხვდება სითბო გამტარობის განტოლებას [9,10]. როგორც ტემპერატურის, ასევე მასის გადაცემა მიეკუთვნება გადატანის პროცესს, რომელის სისწრაფეს აკონტროლებს გარემოს შესაბამისი პარამეტრი: სითბოგამტარობის (ან ტემპერატურა გამტარებლობის) კოეფიციენტი და დიფუზიის კოეფიციენტი. დიფუზიის პროცესის სიჩქარე, სითბოს გადაცემის სიჩქარის მსგავსად, დამოკიდებულია საწყისი კონცენტრაციაზე. შესაბამისად, რაც უფრო დიდია მასის გრადიენტი, მით უფრო მეტი დრო სჭირდება დიფუნდირებადი ელემენტის პრაქტიკულად ერთგვაროვანი განაწილების დამყარებას. თუმცა, ანალოგია სითბოგადაცემასა და მასის გადაცემას შორის მხოლოდ ზედაპირულია. ტემპერატურის გადაცემის ბუნება თერმოდინამიკურია და იმართება ნივთიერების შინაგანი მიკროპროცესებით. მასის დიფუზია კი წარმოადგენს მექანიკურ მაკროპროცესს, რომელსაც იწვევენ, მაგალითად გრავიტაცი-

ული ან ელექტრომაგნიტური ველები, ხოლო ხელშემწყობი პირობებია გარემო ფაქტორები (ქარი, წყალი, ტემპერატურა). ეს ნიშნავს, რომ იმ შემთხვევაშიც კი, როცა კონვექციურ წევრს არ ვითვლისწინებთ, დიფუზიის განტოლების ამონახსნი არაცხადად მაინც არის დამოკიდებული გარემოს ტენიანობაზე, რომელიც დიფუზიის კოეფიციენტის ერთ-ერთი განმსაზღვრელი პარამეტრია.

სითბოგადაცემის განტოლების მსგავსად, რომელიც განსაზღვრავს ტემპერატურულ ველს, დიფუზიის განტოლება კონკრეტული საწყისი და სასაზღვრო პირობებისათვის იძლევა ქიმიური დაბინძურების დროში და სივრცეში ცვლილების სურათის აგების საშუალებას. კერძოდ, არასტაციონარული დიფუზიის განტოლების ამონახსნის ასიმპტოტიკური ანალიზი და მისი გრაფიკული წარმოდგენა ხშირ შემთხვევაში განსაკუთრებით ღირებულია პრაქტიკული თვალსაზრისით. ეს ვრცელდება იმ შემთხვევებზეც, როცა ზუსტი ანალიზური ამოხსნის შესაძლებლობა შეზღუდულია. ამიტომ, მრავალპარამეტრიანი ამოცანის ამოხსნის პროცესში, როგორც წესი, გარკვეული გამამარტივებელი დაშვებების გამოყენება გარდაუვალია. კერძოდ, ეს ეხება დაბინძურების პრობლემასთან დაკავშირებულ ამოცანებს. გამამარტივებელი დაშვებები იძლევიან იმის შესაძლებლობას, რომ ქიმიური დაბინძურების მიგრაციის ზოგადი ამოცანა გაიხლიჩოს უფრო მარტივ შემადგენელ ამოცანებად. მათი ამონახსნები, მიღებული ზოგადი მათემატიკური მოდელის ჩარჩოში, შეიძლება საკმაოდ ეფექტურად იყოს გამოყენებული კონკრეტული მიზნისათვის. მაგრამ, იმისათვის, რომ რთული ანალიზური მათემატიკური ამონახსნის საფუძველზე გაკეთდეს პრაქტიკულად ღირებული თვისებრივ-რაოდენობრივი შეფასებები, ხშირ შემთხვევაში საჭიროა არა მარტო მათემატიკური, არამედ გარკვეული ფიზიკური დაშვებებიც. მაგალითად, ჩვენს მიერ დასახული ამოცანა მოითხოვს, რომ გარკვეულ ფარგლებში განვასხვავოთ ორი მსგავსი პროცესი: ატმოსფეროში გამოფრქვეული ქიმიური ელემენტების გავრცელება დედამიწაზე განფენილი ან დალექილი დაბინძურების მიგრაციისაგან. ამიტომ, მიზანშეწონილია, რომ საჭიროების შემთხვევაში განვიხილოთ ორი, ერთნაირი მათემატიკური ბაზისის მქონე, ამოცანა:

**პირველი ამოცანა.** მადანის გამოდნობის შედეგად ჰაერში მოხვედრილი აეროზოლები შეუძლებელია თანაბრად დაილექოს მეტალურგიული ღუმელის ან საკვამლე მილის ირგვლივ. ეს ნიშნავს, რომ ქიმიური დაბინძურების მიგრაცია აზიმუტალურად სიმეტრიულია მხოლოდ თეორიულად. რეალურად, ატმოსფეროში ქიმიური დაბინძურების დიფუზიის პარალელურად ყოველთვის ექნება ადგილი აგრეთვე აეროზოლების კონვექციურ გადატანასაც. ამიტომ, ქიმიური დაბინძურების გავრცელება ატმოსფეროში პრაქტიკულად მომენტალურად ხდება, მაშინაც კი, როცა ქარი სუსტია ან საერთოდ არ იგრძნობა (ე.წ. შტილი). ძლიერი ქარის შემთხვევაში ატმოსფერული მინარევის გატანა შეიძლება მოხდეს თეორიულად რაგინდ შორ მანძილზე, თუმცა ეს მოხდება ასიმეტრიულად. კერძოდ, რუსთავის პირობებში ატმოსფერულ ქარებს გააჩნიათ გაბატონებული მიმართულება მტკვრის ხეობის გასწვრივ, დასავლეთიდან სამხრეთ-აღმოსავლეთის მიმართულებით. რუსთავის პარკი კი მდებარეობს მტკვრის მიმდებარედ, მეტალურგიული კომბინატიდან დასავლეთით. ამიტომ, შეიძლება ვიქონიოთ ვარაუდი, რომ, პარკის ტერიტორიაზე ნიადაგის დაბინძურების არსებობის შემთხვევაში, მისი ძირითადი წყარო უნდაყოფილიყო წიდა, და არა მეტალურგიული კომბინატის ღუმელებიდან ატმოსფერული გამონაფრქვევი. ნებისმიერ შემთხვევაში, დაბინძურების მოდელირების ამოცანა მოითხოვს, რომ ადგილის სათანადოდ

შემოწმების პარალელურად აგრეთვე შემოწმდეს ქიმიური დაბინძურების ფონი როგორც პარკის მიმდებარედ, ასევე მეტალურგიული კომბინატიდან აღმოსავლეთის მიმართულე-ბით. მხოლოდ იმ შემთხვევაში, თუ აღმოჩნდება, რომ მეტალურგიული კომბინატიდან აღმოსავლეთით დაბინძურების ფონი აღემატება ფონს პარკის მიმდებარე ტერიტორიაზე, შეგვიძლია პარკის ტერიტორიის დაბინძურების მთავარ წყაროდ ნაყარი წიდა მივიჩნიოთ. სხვა შემთხვევაში უნდა დავუშვათ, რომ მოხდა მყარიწიდათ დაბინძურებისა და აეროზო-ლური ატმოსფერული გამონაფრქვევის ზედდება.

**მეორე ამოცანა.** ნიადაგში ქიმიური დაბინძურების მიგრაციას ძირითადად განსაზღ-ვრავს გრუნტის წყლების ნელი მოძრაობა, ე.წ. ფილტრაციის პროცესი. ატმოსფერული და-ბინძურებისაგან განსხვავებით, ნიადაგში დიფუზიაზე მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს დედამიწის ზედაპირის ოროგრაფია, ატმოსფერული ნალექები, ნიადაგის გვარობა და მისი მაგნიტური თვისებები. კონკრეტულ გარემო პირობებში შესაძლებელია, რომ ზოგიერთი ამ ფაქტორთაგანი ერთნაირად ეფექტური არ იყოს. მაგალითად, მარტივი ოროგრაფიისა და დაბალი ნალექიანობის პირობებში, ნიადაგის ზედაპირული დაბინძურების დროში და სივრცეში გავრცელების მოდელირებისას დასაშვებია ზედაპირული წყლების, ანუ კონვექ-ციის ეფექტის, უგულვებლყოფა. ასეთ შემთხვევაში კორექტულად ითვლება დიფუზიის განტოლებაში გამოყენებული იყოს ჰიდრავლიკური დიფუზიის კოეფიციენტი, რომლის სიდიდე დამოკიდებულია წყლის (გაწყლოვანების) ფაქტორზე. სამაგიეროდ, რთული ოროგრაფიის შემთხვევაში სამართლიანია დიფუზიის განტოლებაში კონვექციური წევრის დამატება, როგორც ნიადაგის ზედაპირის, ასევე სიღრმის მიმართულებით. ასეთი განზო-გადოება, უმარტივესი შემთხვევების გარდა, მნიშვნელოვნად ართულებს შესაბამისი გან-ტოლების ანალიზურ ამოხსნას, თუმცა პრინციპულად არ მოქმედებს რიცხვითი ამოხსნის სქემაზე. მეორე ამოცანაში გასათვალისწინებელია რომ, ატმოსფეროსაგან განსხვავებით, დედამიწაზე ხშირად შეუძლებელია სათანადო სიზუსტით განისაზღვროს ზედაპირული წყლების მოძრაობის გაბატონებული მიმართულება. მაგალითად, რუსთავის პარკის ტერი-ტორია ოროგრაფიულად მარტივია, რადგანაც პრაქტიკულად ბრტყელია. ამიტომ, ზედა-პირული წყალი თეორიულად შეიძლება წავიდეს ნებისმიერი მიმართულებით. თუმცა, ზედაპირისაგან განსხვავებით, ნიადაგის სიღრმეში შეიძლება არსებობდნენ გრუნტის წყლების დინების გაბატონებული მიმართულებები. ეს ნიშნავს, რომ რაღაც ადგილებში შეიძლება მოხდეს დაბინძურების ზედაპირული კონცენტრაციის ზრდა, ანუ ჩამოყალიბ-დეს არაერთგვაროვანი სურათი. არსებობს პირველი და მეორე ამოცანების განმასხვავე-ბელი კიდევ ერთი ფაქტორი, რომელიც დაკავშირებულია დიფუზიის კოეფიციენტის გვა-რობასთან. ატმოსფეროში, ნიადაგისაგან განსხვავებით, შესაძლებელია ტურბულენტური დიფუზია. ანუ, ჩვეულებრივის გარდა, ატმოსფეროს, წყლის მსგავსად, გააჩნია აგრეთვე ტურბულენტური დიფუზიის კინემატიკური და დინამიკური კოეფიციენტი. ნიადაგის ზედაპირზე ასეთი კოეფიციენტის ეფექტური სიდიდის დასადგენად საჭიროა ზედაპი-რული წყლების მოძრაობის საკმაოდ ზუსტი ტოპოლოგიური სურათი. მაგრამ, მისი წარ-მოდგენა ხშირ შემთხვევაში პრაქტიკულად შეუძლებელია, მაგალითად, ისეთი სპონტა-ნური მოვლენისდროს, როგორც არისძლიერი წვიმა. თუმცა, დაბალი ინტენსივობის ნა-ლექების შემთხვევაში უხემ მიახლოებაში შეიძლება ჩავთვალოთ, რომ გრავიტაციული ზე-მოქმედების გამო წყალი რაღაც დონემდე ვერტიკალურად ჩადის სიღრმეში. შემდგომ მიახლოებაში, მარტივი ოროგრაფიისა და ზედაპირული წყლების მცირე სიჩქარეების შემ-

თხვევაში, რიცხვითი გამოთვლებისათვის შეიძლება გაკეთდეს რაოდენობრივი შესწორება ზედაპირზე ტურბულენტური დიფუზიის ეფექტის გათვალისწინებით.

ცნობილია, რომ, ატმოსფეროსაგან განსხვავებით, ნიადაგში დიფუზიის კოეფიციენტი დამოკიდებულია ნიადაგის ტიპზე. ცხადია, რომ ერთნაირი გაწყლოვანების პირობებში დიფუზიური გადატანის პროცესი ფოროვან ნიადაგში უფრო სწრაფი იქნება, ვიდრე მაგალითად, ქვიშოვანში ან თიხოვანში. დადგენილია, რომ მექანიკური სტრუქტურული თვისებების გარდა, მძიმე მეტალების დიფუზიაზე მნიშვნელოვანი გავლენის მოხდენა შეუძლია აგრეთვე ნიადაგის მაგნიტურ თვისებებსაც [7,8]. თუმცა, მაღალი ფოროვნებისაგან განსხვავებით, რომელიც ხელს უწყობს სწრაფ დიფუზიას, ნიადაგის მაგნიტურობა პირიქით, ხელს უშლის ქიმიურ-რადიაციული დაბინძურების მეტალური შემადგენელის მიგრაციას. ამ ეფექტის ფიზიკური არსი მდგომარეობს შემდეგში: თუ ნიადაგი შეიცავს მაღალი მაგნიტური ამ თვისებლობის მქონე კომპონენტს, მაგალითად ფერომაგნეტიკს, მისი კონცენტრაციის ლოკალური ცვლილების პროპორციულად ძლიერდება ბუნებრივი მაგნიტური ველი. რადგანაც ეს ეფექტი არაერთგვაროვანია, წარმოიქმნება მაგნიტური ველის გრადიენტები და მათთან დაკავშირებული ცვლადი მიმართულების ლოკალური ტელურული მიკროდენები, რომლებიც, თავის მხრივ აძლიერებენ მაგნიტური ველის არაერთგვაროვნებას. ამიტომ, ასეთ გარემოში მაგნიტური ველის ზემოქმედებას მძიმე მეტალების ნაწილაკების მიგრაციას არ გააჩნია უპირატესი მიმართულება, ანუ ხდება მათი ლოკალური ბმა. ეს ნიშნავს, რომ წყლის მიერ წამოღებული რომელიმე მძიმე მეტალის ელემენტი, მაგნიტური ველის არაერთგვაროვნების გამო შეიძლება სადღაც გაჩერდეს. ამრიგად, ჩნდება ნიადაგში მძიმე მეტალების დაგროვების მაგნიტური მექანიზმი, რაც იწვევს რეგულარობის დარღვევას დაბინძურების სურათში, ანუ არაერთგვაროვნების წარმოქმნას ნიადაგში მძიმე მეტალების სივრცულ განაწილებაში. ეს შეიძლება მოხდეს მაშინაც კი, როცა გრუნტში წყალი თანაბრად მოძრაობს ყველა მიმართულებით. აღწერილი ფიზიკური ეფექტის მათემატიკური მოდელირება სრულფასოვნად კორექტული ანალიზური გზით შეუძლებელია. ამისათვის უნდა მოხდეს დიფუზიის განტოლებაში კონვექციური წევრების დამატება, ხოლო წყლის მოძრაობის განტოლებაში გათვალისწინებული უნდა იყოს მაგნიტური ეფექტი. ფაქტიურად ეს ნიშნავს თვითშეთანხმებული მაგნიტოჰიდროდინამიკური ამოცანის ანალიზურ ამოხსნას. ასეთი სირთულე შეიძლება დაძლეული იყოს მხოლოდ იმ პირობით, თუ ჩავთვლით, რომ მაგნიტური ძალების ეფექტი მხოლოდ არაცხადად ვლინდება დაბინძურების მიგრაციის პროცესში, ანუ აისახება მხოლოდ დიფუზიის კოეფიციენტის სიდიდეში. ასეთი დაშვების სამართლიანობისათვის პირველ რიგში აუცილებელია კონკრეტული ნიადაგის სტრუქტურული ანალიზი, მისი მაგნიტური ამთვისებლობის განსაზღვრის მიზნით. თუმცა, ნებისმიერ შემთხვევაში მოსალოდნელია, რომ მსგავსი დაშვება მეტ-ნაკლებად შეცვლის დაბინძურების ერთგვაროვანი განაწილების დამყარებისათვის საჭირო დროით ინტერვალს.

**მათემატიკური მოდელი.** აზიმუტალური სიმეტრიის მიახლოებაში დაბინძურების სივრცული განაწილების სურათი მიიღება ერთგანზომილებიანი არასტაციონარული დიფუზიის განტოლებიდან

$$\frac{\partial K}{\partial t} = D \left( \frac{\partial^2 K}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial K}{\partial r} \right), \quad t > 0, \quad (1)$$

სადაც  $K$  – დაბინძურების კონცენტრაციაა,  $D$  – დიფუზიის კოეფიციენტი,  $t$  – დრო,  $r$  – რადიალური კოორდინატა.

ცნობილია, რომ (1) განტოლების ზოგადი ამონახსნი წარმოადგენს ფურიე კომპონენტების უსასრულო ჯამს [9,10]

$$K(r,t) = \sum_{n=1}^{\infty} \left\{ \frac{2}{R} \int_0^R r \varphi(r) \sin \frac{n\pi r}{R} dr \right\} \frac{1}{r} \sin \frac{n\pi r}{R} r e^{-\left(\frac{n\pi}{R}\right)^2 Dt}. \quad (2)$$

კონკრეტული ამონახსნი, სასაზღვრო პირობის გარდა დამოკიდებული იქნება  $\varphi(r)$ -ფუნქციაზე, რომელიც დაკავშირებულია საწყის პირობასთან, ანუ დაბინძურების კონცენტრაციის განაწილებასთან დროის საწყის მომენტში

$$K|_{t=0} = \varphi(r), \quad 0 \leq r < R, \quad (3)$$

სადაც R-დაბინძურებული არის რადიუსია. ჩვენი მოდელის ფარგლებში დაბინძურების დონის ცვლილების სურათის თეორიული ვარიანტების სრულფასოვნად წარმოდგენისათვის საჭიროა  $\varphi(r)$  პარამეტრის სხვადასხვა მოდელების განხილვა. კერძოდ, ქვემოთ გამოყენებული იქნება დაბინძურების საწყისი კონცენტრაციის შემდეგი განაწილებები

- 1)  $\varphi(r) = K_0 = const,$
  - 2)  $\varphi(r) = K_0 \delta(r),$
  - 3)  $\varphi(r) = K_0 \frac{R}{r},$
- (4)

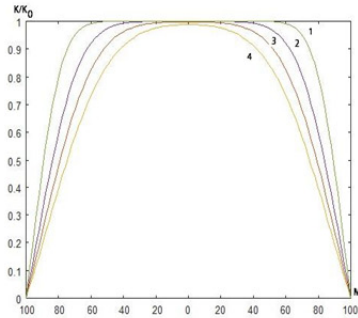
სადაც  $\delta(r)$ -წარმოადგენს დირაკის დელტა ფუნქციას:  $\delta(r)|_{r \neq 0} = 0, \delta(r)|_{r=0} = \infty.$

ამრიგად, პირველ შემთხვევაში ქიმიური დაბინძურების საწყისი კონცენტრაციის წრიული განაწილება მუდმივი იქნება, მეორე შემთხვევაში გვექნება წერტილოვანი დაბინძურება, რადგანაც საწყისი კონცენტრაცია დირაკის დელტა-ფუნქციის ფორმის იქნება, რაც შეეფერება წერტილოვანი ატმოსფერული გამონაფრქვევის სიტუაციას, ხოლო მესამე შემთხვევაში გვექნება პირველი ორი მოდელის შერეული ვარიანტი.

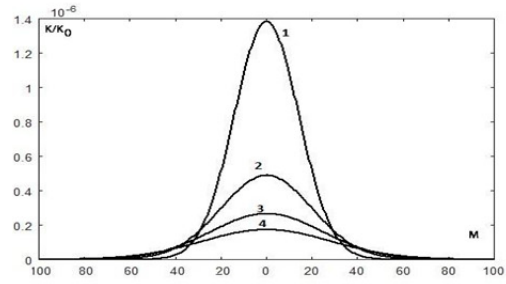
თუ ჩავთვლით, რომ საზღვარზე დაბინძურება ფონური მნიშვნელობისაა, რაც იმის ექვივალენტურია, რომ დაბინძურება არ გვაქვს, სამივე მოდელისათვის გვექნება საერთო სასაზღვრო პირობა

$$K(R, t) = 0. \quad (5)$$

ცნობილია, რომ დროის მოცემულ მომენტში უსასრულო კრებადი ჯამით (2) წარმოდგენილი დიფუზიის განტოლების ამონახსნი პრაქტიკულად სრული ხდება, როცა  $n \geq 40$ . ამ ამონახსნის დროში მიღევას განსაზღვრავს წევრი:  $e^{-\left(\frac{n\pi}{R}\right)^2 Dt}$ , რომლის ხარისხის მაჩვენებელი დამოკიდებულია რამდენიმე მახასიათებელზე. ცხადია, რომ მსგავსი მრავალპარამეტრიანი დამოკიდებულება ზოგადად ართულებს დროის კონკრეტულ მომენტში (2) გამოსახულებით წარმოდგენილ მოდელურ სურათს. თუმცა, თეორიიდან ცნობილია, რომ დიფუზიური ტიპის არასტაციონარულ განტოლების ზოგადი ამონახსნით განსაზღვრული ფიზიკური სიდიდის განაწილება მეტ-ნაკლებად გაჯერებული ხდება, როცა დროში ცვლილების განმსაზღვრელი განუზომელი პარამეტრი დააკმაყოფილებს პირობას  $T = \left(\frac{n\pi}{R}\right)^2 Dt \geq 0.4$  [10]. (2) ამონახსნის ეს თვისება შეიძლება სასარგებლო აღმოჩნდეს რუსთავის ცენტრალურიპარკის ტერიტორიაზე ნაყარი წიდით გამოწვეული დაბინძურების სურათის უხეში რეტროსპექტული რეკონსტრუქციისათვის. ამ თვალსაზრისით განსაკუთრებით ინფორმატიული შეიძლება იყოს (4) მოდელების შესაბამისი გრაფიკული წარმოდგენები (სურ.1-5), რომლებიც წარმოადგენენ (2) გამოსახულების ზოგადი ამონახსნის თვისებრივ-რაოდენობრივ ვიზუალიზაციას კონკრეტულ შემთხვევაში.

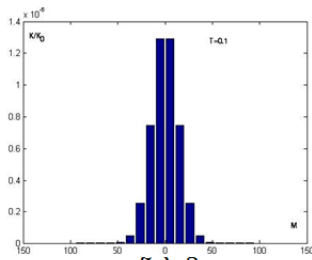


ნახ.1

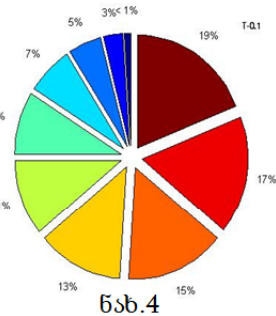


ნახ.2

ნახ.1 შეესაბამება (4) პირობის პირველ შემთხვევას, ანუ წარმოადგენს საწყისი დაბინძურების ერთგვაროვანი განაწილების შესაბამის სურათს. როგორც ამ, ასევე შემდგომ ნახატებზე, რომლებიც წარმოადგენენ (4)-ის დანარჩენი მოდელების ვიზუალიზაციას, პირველი მრუდი შეესაბამება  $T=0.1$ . რაც აგრეთვე წარმოადგენს შემდეგი მრუდების ბიჯს. ცხადია, რომ პირველი მოდელის შემთხვევაში დაბინძურების დონის მახასიათებელი სიდიდე დროთა განმავლობაში ყველაზე მდორედ იცვლება. ეს, მოდელის ხასიათის გარდა, გამოწვეულია აგრეთვე (5) სასაზღვრო პირობის სპეციფიკით, რომელიც არაცხადად გულისხმობს დიფუზიას დედამიწის ზედაპირიდან სიღრმული ფენებისაკენ. ნახ.2 შეესაბამება (4)-ის მე-2 ვარიანტს, ანუ უსასრულოდ დიდი წერტილოვანი დაბინძურების შემთხვევას. შედარებიდან სჩანს, რომ ამ ნახატზე რაოდენობრივი განსხვავება 1 და 4 მრუდების მაქსიმუმებს შორის დაახლოებით ერთი რიგია, თანაც  $T=0.4$  შემთხვევისათვის დამაბინძურებელი ელემენტის დიფუზია უკვე აღწევს პირობითად მაპროქსიმირებელი წრის საზღვარს. ასეთი სურათი ეთანხმება (2) გამოსახულების ზოგად თვისებას ერთგვაროვანი განაწილებისაკენ მისწრაფებასთან დაკავშირებით, როცა განუზომელი პარამეტრი  $T \geq 0.4$ . ნახ.3-ზე მოცემულია (4)-ის მეორე მოდელის შესაბამისი 1 მრუდის ჰისტოგრამა, როცა უჯრედების რიცხვი  $m=20$ , ხოლო ნახ.4-ზე წარმოდგენილია შესაბამისი პროცენტული დიაგრამა.

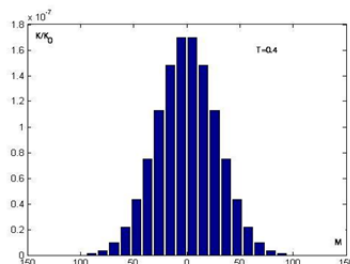


ნახ.3



ნახ.4

ასევე, საინტერესოა ნახ.3-ის შედარება წრიული დიაგრამის 4-ის ანალოგიურ მახასიათებლებთან, რომლებიც წარმოდგენილია ნახ.5-ზე, რაც იძლევა თვისებრივი ინფორმაციას  $T$  განუზომელი პარამეტრის ფიზიკურ შინაარსთან დაკავშირებით.



ნახ.5



კერძოდ, ცხადად იკვეთება დიფუზიის კოეფიციენტის რაოდენობრივი ეფექტი დროსთან კომბინაციაში. ეს ნიშნავს, რომ დაბინძურების დონის ცვლილების რეტროსკოპიული ანალიზის დროს საკმაოდ კორექტულია გამოვიყენოთ დაბინძურების დონის ცვლილების თეორიული მრუდები როგორც დროის მოცემულ მომენტში, ისე დროში საკმარისად დაშორებული გაზომვების შემთხვევაშიც. განსხვავებული თეორიული მოდელების ვიზუალიზაცია, მიღებული T პარამეტრის სხვადასხვა მნიშვნელობისათვის, იძლევა თვისებრივ საშუალებას, რათა შევასდეს დაბინძურების ინტენსივობის კლების რაოდენობრივი მახასიათებელი კონკრეტული დაბინძურების მონაცემების გამოყენებით. თუმცა ასეთი შეფასება საკმაოდ უხეში იქნება, შედარებითი ანალიზი მოგვცემს საშუალებას ვიმსჯელოთ დიფუზიის კოეფიციენტის გარკვეულ მახასიათებელ მნიშვნელობაზე დაბინძურების არეალის ფარგლებში. აქედან გამომდინარე, გაზომვების რამდენიმე დროში დაშორებული სერიის მონაცემები შეიძლება გახდეს საწყისი დაბინძურების დონის თუმცა უხეში, მაგრამ ფიზიკური თვალსაზრისით საკმაოდ კორექტული შეფასების საფუძველი.

**დასკვნა.** დიფუზიური მოდელის დახმარებით არსებობს რუსთავის მეტალურგიული კომბინატში გამომუშავებული წიდის გარემოში დაყრის შედეგად გამოწვეული შესაძლო რადიაციული დაბინძურების ინტენსივობის დროსა და სივრცეში ცვლილების რეტროსპექტიული სურათის მიახლოებითი რეკონსტრუქციის პრინციპული შესაძლებლობა. ასეთი ხერხი ფიზიკური თვალსაზრისით სრულიად კორექტულია, რადგან დიფუზიის განტოლება გამოყენებულია სხვადასხვა ქვეყანაში მომქმედი რადიაციული დაბინძურების ზღვრულად დასაშვები ნორმების (ზდკ) დასადგენად [11].

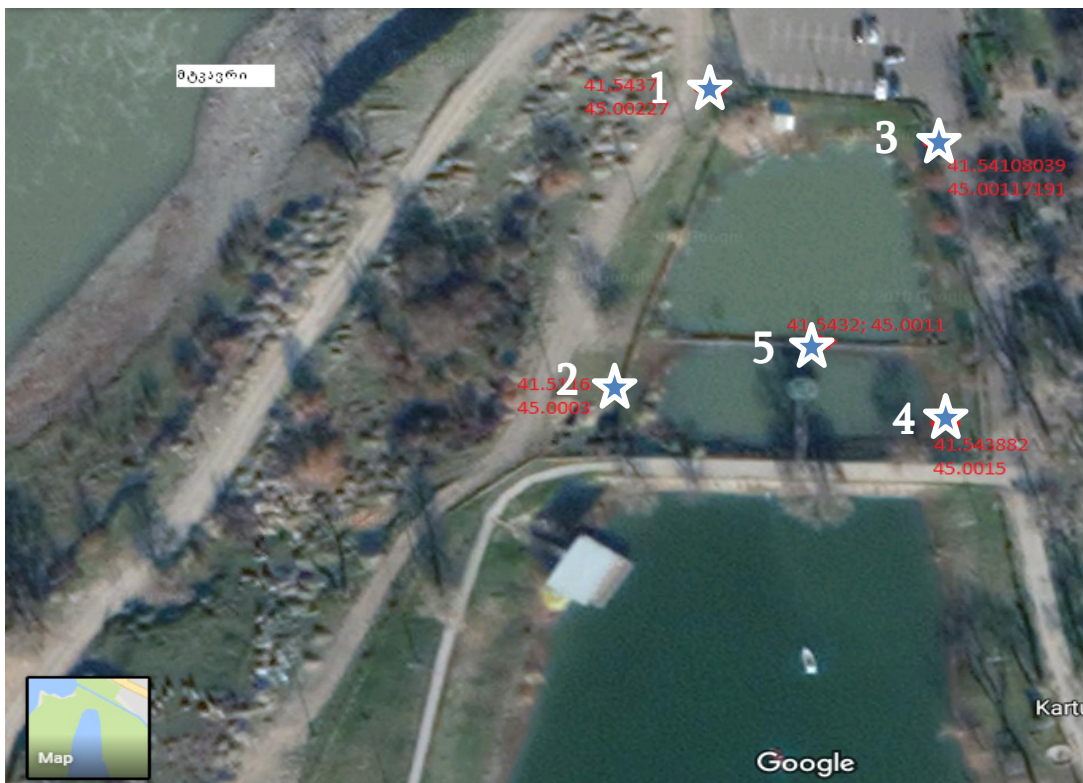
მოცემულ ნაშრომში წარმოდგენილი მოდელი იძლევა საკმარის თვისებრივ-რაოდენობრივ ინფორმაციას, რადგანაც დიფუზიის განტოლების ანალიზურ ამონახსნში შემავალი, განზომილების არმქონე, T პარამეტრის დახმარებით შესაძლებელია შევავსოთ დაბინძურების ინტენსივობის დროში მიღება. ამასთან, დედამიწის ზედაპირულ ფენაში დაბინძურების მიგრაციის პროცესში გარემოს დიფუზიის კოეფიციენტი მონაწილეობს განყენებულად, დროსთან და დაბინძურების მახასიათებელ ხაზოვან მასშტაბთან კომბინაციაში. ამიტომ, დაბინძურების დინამიური სურათის აგებისათვის საკმარისი იქნება ერთნაირი კოორდინატების მქონე წერტილებიდან აღებული, მაგრამ დროში დაშორებული, ლაბორატორიული ნიმუშების რადიაციული აქტივობების შეფარდება. ბუნებრივია, რომ ამ დროს აუცილებლად იქნება ობიექტური ცთომილება კოორდინატებში. თუმცა, თუ დაბინძურების ფართი ფიქსირებულია, ხოლო სინჯების რიცხვი საკმაროდ დიდია, ნახ.1-3-ზე მოცემული მრუდების, როგორც პალეტების, გამოყენებით შესაძლებელი იქნება განუზომელი პარამეტრის სიდიდის განსაზღვრა. სავარაუდოა, რომ ასეთი მეთოდი, თვისებრივის გარდა, უხეშად, მაგრამ მაინც საკმაოდ სანდოდ, მოგვცემს რაოდენობრივ ინფორმაციას რადიაციული დაბინძურების მიგრაციაზე და მისი ინტენსივობის დროში კლების რაოდენობრივი მახასიათებლებზე. კერძოდ, ასეთი მიდგომა გამოყენებული იყო ქალაქ რუსთავის ტერიტორიაზე, სადაც აღებული იყო ნიადაგის 100-მდე სინჯი 30-40 სმ. სიღრმეზე. ნიმუშების 40% პარკიდან იყო, ხოლო დანარჩენი, შეთხვევითი წესით, თუმცა ქარის გაბატონებული მიმართულების გათვალისწინებით. კერძოდ, ნიადაგში კალიუმის, ცეზიუმისა და სტრონციუმის შემცველობაზე შემოწმდა ცენტრალური პარკის ის ზონა, სადაც ადრეულ

წლებში მოხდა მეტალურგიულ კომბინატში გამომუშავებული წიდის დაყრა. პარკის ტერიტორიაზე აღებული სასინჯი კვადრატის გვერდი ემთხვევა დიფუზიურ მოდელში გამოყენებული მააპროქსიმირებელი წრის რადიუსს (სურ.1). სურათზე აღნიშნულია ზოგიერთი იმ წერტილის კოორდინატები, რომელთა შესაბამისი სინჯების ლაბორატორიული შემოწმების შედეგები მოცემულია ცხრილში, აგრეთვე წარმოჩენილია ზოგიერთი სხვა ნიმუშის ანალიზის შედეგები. ეს მონაცემები, მომავალში, სავარაუდოდ, შეიძლება გახდეს რუსთავის ტერიტორიაზე საწყისი რადიაციული დაბინძურების დონის მიახლოებითი განსაზღვრის საფუძველი. ამ ინფორმაციაზე დაყრდნობით შეიძლება დავასკვნათ, რომ ზემოთ აღნიშნული რადიონუკლიდებით რუსთავის ტერიტორიის დაბინძურება პრაქტიკულად იმ ნორმის ფარგლებშია. ასეთი შეფასების საფუძველია უკრანაში მოქმედი მარეგულაციონირებელი ნორმატიული დოკუმენტი:

[http://chornobyl.in.ua/dopustimie-urovni-soderzaniya-137cs90sr.html/;](http://chornobyl.in.ua/dopustimie-urovni-soderzaniya-137cs90sr.html/)

[http://www.zerno.org.ua/articles/quality/.](http://www.zerno.org.ua/articles/quality/)

ამ ნორმატიული დოკუმენტის თანახმად ცხრილში მოყვანილი რადიონუკლიდების ნიადაგში კონცენტრაციის ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციების ინტერვალის ქვედა, ე.ი. ყველაზე მკაცრი, მნიშვნელობებია: Cs-137,  $\approx 50$  ბეკ/კგ; Sr-90  $\approx 20$  ბეკ/კგ; K-40  $\approx 370$  ბეკ/კგ ცხრ. მონაცემების მსგავსად, სხვა სინჯების მონაცემებიც ადასტურებენ, რომ რადიაციული დაბინძურების დონე შემოწმებულ ფართზე ნორმის ფარგლებშია. მიუხედავად ამისა ცხადია, რომ ეს ინფორმაცია პირველადია და მომავალში უნდა დადასტურდეს პერიოდული მონიტორინგის მონაცემებით.



სურ. 1

კოორდინატები იN°, E°	რადიო- ნუკლიდი	აქტივაცია ბეკ/კგ	საშ. ცდომილება	საწყი. ცდომილება %	გაზომ. ცდომილება ეკ/კგ
41.54375090, 45.00227271 (1)	CS-137	11.9	22.6	24.8	4,26
	SR-90	0.00	21.2	>100	22,8
	K-40	449	109	4.2	143.4
41.51162253, 45.0035565 (2)	CS-137	11.6	22.1	>100	4,19
	SR-90	0.00	21.4	>100	22,8
	K-40	451	98	4.4	145.8
41.54108039, 45.00117191 (3)	CS-137	10.4	10.3	>100	4,12
	SR-90	0.00	22.8	>100	22,2
	K-40	450	96	4.4	146.3
41.543388201, 45.00159165 (4)	CS-137	49.8	98.9	>100	14,18
	SR-90	23.6	4.1	>100	25,3
	K-40	440	89	4.2	140.3
41.5432844, 45.00117014 (5)	CS-137	14.1	18.3	>100	8,18
	SR-90	19.5	3.8	>100	30,5
	K-40	457	101	4.2	148.3
41.530993, 45.023877	CS-137	0,00	2,45	>100	2,45
	SR-90	243	56,9	11,4	70,0
	K-40	485	107	8,5	135
41.531055, 45.024001	CS-137	1,90	2,26	>100	2,26
	SR-90	0,00	22,8	>100	22,8
	K-40	257	57,1	8,8	71,6
41.538751, 45.022429	CS-137	0,00	2,74	>100	2,74
	SR-90	0,00	23,9	>100	23,9
	K-40	163	41,3	15,1	49,5
41.538881, 45.016097	CS-137	0.00	2.50	>100	2.50
	SR-90	0.00	24.8	>100	24.8
	K-40	270	60.5	9.3	75.5
41.530725, 45.040754	CS-137	0.00	4.05	>100	4.05
	SR-90	25.7	36.5	>100	36.5
	K-40	817	163	4.0	218
41.543262, 45.024621	CS-137	26.8	6.49	13.1	7.90
	SR-90	0.00	24.4	>100	24.4
	K-40	4.3	84.2	6.3	110
41.544697, 45.024183	CS-137	26.8	6.49	13.1	7.90
	SR-90	0.00	24.4	>100	24.4
	K-40	4.3	84.2	6.3	110
41.537309, 45.017687	CS-137	11.	3.90	25.7	4.35
	SR-90	00	27.4	>100	27.4
	K-40	328	72.5	8.6	91.1
41.538089, 45.019445	CS-137	1.27	2.56	>100	2.56
	SR-90	14.2	24.4	>100	24.4
	K-40	391	81.7	6.4	106
41.539259, 45.020088	CS-137	0.00	2.13	>100	2.13
	SR-90	26.4	20.1	76.1	21.3
	K-40	35.9	30.1	84.6	31.8

ლითონის დისკი (ფეხიდან გამოდნობილი ელექტროდი)					
	CS-137	31.5	17.6	55.7	19.4
	SR-90	65.9	15.8	12.8	19.3
	K-40	24.0	40.9	>100	40.9
ლითონის გადამუშავებისას დარჩენილი ნარჩენი (წიდა)					
	CS-137	17.0	7.6	40.3	8.20
	SR-90	18.6	25.0	>100	25.0
	K-40	215	48.2	9.2	60.2
ლითონის ნატეხი (ელექტროდი)					
	CS-137	8,33	6,29	75,5	6,66
	SR-90	6,00	23,4	>100	23,4
	K-40	159	37,2	11,6	45,7

## ლიტერატურა

1. Чикенева, И.В. Особенности накопления тяжелых металлов в изучаемых растительных сообществах и их воздействие на окружающую среду. Известия Оренбургского государственного аграрного университета, № 2 (40), 2013, с. 228-231.
2. მირიანაშვილი ქ. „ატმოსფეროს გამაჟუჟყვიანებელი ფაქტორებისა და მეტეოროლოგიური ელემენტების ცვლილების მათემატიკური მოდელირება და ადამიანის ჯანმრთელობაზე მათი გავლენის შესწავლა.“ თბილისის ივ.ჯავახიშვილის სახ. სახელმწიფო უნივერსიტეტის გამომცემლობა, ხელნაწერის უფლებით, თბილისი, 2005 წ., 195 გვ.
3. Надарейшвили К. Ш., Цицкишвили Л. Н., Хазарадзе Р. Е., Манджгаладзе Д. Н., Вепхвадзе Р.Я., Киртадзе С. Р. Воздействие Чернобыльской катастрофы на радиоэкологическую ситуацию в Закавказье. Сообщение II. О возможном проявлении влияния Чернобыльской катастрофы на здоровье населения республики Грузия. Радиационные исследования, Т. 6, Тбилиси, 1991. с. 152-165.
4. Талашов Д.Н., Волкова Е.Н. Зола-унос ТЭС и котельных, как замена местных известковых материалов. С.-Петербургский государственный технологический университет растительных полимеров; 2018, [https://revolution.allbest.ru/ecology/00966791\\_0.html](https://revolution.allbest.ru/ecology/00966791_0.html)
5. ვეფხვაძე ნ. „ჰიგიენა“ – ლექციების კურსი. I-II ნაწილი. რედ. გელაშვილი, თბილისი, 1998, გვ. 263-500.
6. ნადარეიშვილი კ., გუგუშვილი ბ. „რადიაციული ეკოლოგია“ – ბიბლიოგრაფია. საქართველოს ეკოლოგიური სამეცნიერო საზოგადოება, საქართველოს ბიო-სამედიცინო ტექნიკ. საზოგადოება-თბილისი, 1991, ტ. I, 608 გვ..
7. Васильев А.А., Чашин А.Н. Тяжелые металлы в почвах города Чусового. Оценка и
8. диагностика загрязнения.  
[https://pgsha.ru/export/sites/default/faculties/agrohim/agrohim\\_files/monografiya\\_a.a.\\_vasil\\_ev\\_\\_a.n.chaschin.pdf](https://pgsha.ru/export/sites/default/faculties/agrohim/agrohim_files/monografiya_a.a._vasil_ev__a.n.chaschin.pdf)
9. Кобранова В.Н. Петрофизика. М, Недра, 1986, 392 с.
10. Тихонов А.Н., Самарский А.А. Уравнения математической физики М.: Гос. изд. тех.-теор. лит., 1953. — 680 с.
11. Карслоу Г., Егер Д. Теплопроводность твердых тел, М. Наука. 1964. -488 с
12. Водяницкий Ю. Н. Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах // Почвоведение. 2012. № 3. с. 368–375.

## ნიადაგის ზედაპირის რადიაციულ -ქიმიური დაბინძურების ინტენსივობის ცვლილების არასტაციონარული მოდელი

ჩანქსელიანი ზ., მათიაშვილი ს., კერესელიძე ზ., ჩხიტუნიძე მ.

### რეზიუმე

მოცემულ ნაშრომში რადიალური სიმეტრიის მიახლოებაში წარმოდგენილი დიფუზიური მოდელი იმლევანდისებრივ-რაოდენობრივ ინფორმაციას იმისათვის, რომ შევაფასოთ რადიონუკლიდებით ნიადაგის ზედაპირული დაბინძურების ინტენსივობის დროში მილევის პროცესი. ეს შესაძლებელია დიფუზიის განტოლების ანალიზურ ამონახსნში შემავალი განზომილების არმქონე  $T = \left(\frac{n\pi}{R}\right)^2 Dt$  პარამეტრის დახმარებით. ამ გამოსახულებაში გარემოსდიფუზიის კოეფიციენტი  $D$  მონაწილეობს  $t$  დროსთან და  $R$  დაბინძურების მახასიათებელ ხაზოვან მასშტაბთან კომბინაციაში. გარემოს დაბინძურების დონის ცვლილების რეტროსკოპიული სურათის ასაგებად საკმარისი იქნება მუდმივი კოორდინატების მქონე წერტილებში სხვადასხვა დროს აღებული ნიადაგის ნიმუშების რადიაციული აქტივობების შეფარდება. თუ დაბინძურების ფართი ფიქსირებულია, ხოლო სინჯების რიცხვი საკმაოდ დიდი, დიფუზიის განტოლების ანალიზური ამონახსნის გრაფიკული წარმოდგენების საშუალებით შესაძლებელი იქნება  $T$  პარამეტრის სიდიდის განსაზღვრა. სავარაუდოა, რომ ასეთი მეთოდი, თვისებრივის გარდა, უხეშად, თუცა საკმაოდ სანდოდ, მოგვცემს ინფორმაციას რადიაციული დაბინძურების მიგრაციაზე და მისი ინტენსივობის დროში კლების რაოდენობრივი მახასიათებლებზე. ჩვენს მიერ ასეთი მეთოდი გამოყენებული იყო ქ. რუსთავის ტერიტორიისათვის, სადაც 30-40 სმ. სიღრმეზე აღებული იყო ნიადაგის 100-მდე სინჯიკალიუმის, ცეზიუმისა და სტრონციუმის შემცველობაზე. სინჯების 40% ცენტრალური პარკიდან იყო აღებული, სადაც ადრეულ წლებში მოხდა მეტალურგიულ კომბინატში გამომუშავებული წილის დაყრა. დანარჩენი სინჯები აღებული იყო შემთხვევითი წესით, მაგრამ ქარის გაბატონებული მიმართულების გათვალისწინებით. რადიონუკლიდური ანალიზის პირველად შედეგებზე დაყრდნობით შეიძლება დავასკვნათ, რომ ქ. რუსთავის ტერიტორიის რადიაციული დაბინძურება პრაქტიკულად ნორმის ფარგლებშია. მიღებული მონაცემები მომავალში შეიძლება გახდეს ქალაქ რუსთავის ტერიტორიაზე რადიაციული დაბინძურების საწყისი დონის განსაზღვრისა და შემდგომში დროში ცვლილების მიახლოებითი რეტროსკოპიული სურათის წარმოდგენის საფუძველი.

## Нестационарная модель изменения интенсивности радиационно-химического загрязнения поверхности почвы

Чанкселиани З.Ж., Матиашвили С.Б., Кереселидзе З.А., Чхитунидзе М.С.

### Реферат

В этой работе модель диффузии, представленная по радиальной симметрии, дает качественно-количественную информацию для оценки процесса уменьшения во времени интенсивности загрязнения радионуклидами поверхности почвы. Это можно сделать с помощью безразмерного параметра  $T = \left(\frac{n\pi}{R}\right)^2 Dt$ , входящего в аналитическом решении уравнения диффузии. В этом изображении коэффициент диффузии окружающей среды  $D$  участвует в комбинации со

времени  $t$  и в комбинации характеристического линейного масштаба загрязнения  $R$ . Чтобы создать ретроспективный образ уровней загрязнения окружающей среды, будет достаточно взять соотношение радиационных активностей проб почвы, взятых в разных точках с постоянными координатами. Если площадь загрязнения зафиксирована, а количество выборок достаточно велико, можно определить размер параметра  $T$  с помощью графических представлений аналитического решения уравнения диффузии. Вероятно, такой метод, помимо характеристики, грубо, но достаточно надежно даст нам информацию о миграции радиационного загрязнения и качественных характеристиках о его уменьшении интенсивности во времени. Мы использовали этот метод для г. Рустави, где были взяты около 30-40 см глубины почвенных образцов калия, цезия и стронция. 40% образцов были взяты из центрального парка, где в первые годы шлак производился в металлургическом заводе. Остальные образцы были взяты случайным образом, принимая во внимание преобладающее направление ветра. Исходя из первых результатов радионуклидного анализа, можно сделать вывод, что радиационное загрязнение территории г. Рустави практически соответствует норме. Полученные данные могут стать основой для определения начального уровня радиационного загрязнения в городе Рустави и последующего представления приблизительной ретроскопической картины изменения во времени.

## **Non-stationary model of intensity variation in radial-chemical pollution of soil surface**

**Chankseliani Z., Matiashvili S., Keresekidze Z., Chkhitunidze M.**

### **Abstract**

In the paper the diffusion model given in the radial symmetry approximation gives qualitative-quantitative information to evaluate the intensity attenuation process of the pollution of soil surface by radionuclides in time, which becomes possible by means of non-dimensional  $T = \left(\frac{n\pi}{R}\right)^2 Dt$  parameter belonging to the analytical solution of the diffusion equation. In this expression  $D$  environment diffusion acts together with the linear scale characteristic of  $t$  time and  $R$  pollution. To construct a retroscopic image of environment pollution degree variation it is sufficient to correlate the radial activities of the soil samples taken at different times at points having permanent coordinates. In case the pollution area is fixed and the samples are numerous it will be possible to determine the value of  $T$  parameter by means of the graphical images of the analytical solution of the diffusion equation. Probably, this method, besides qualitative, gives rough but reliable information on the migration of radial pollution and the quantitative properties of its intensity decrease in time. We used this method for the territory of Rustavi city, where we took nearly 100 samples to determine potassium, caesium and strontium contents in the soil at the depth of 30-40 cm. 40% of the samples were taken in the central park from the slag left as waste product by metallurgical works in the past. The rest of the samples were randomly chosen. However, we took the dominant direction of the wind into consideration. According to the preliminary results of the radionuclide analysis we may conclude that the radial pollution of the Rustavi territory does not exceed the permissible limit. In future, the obtained data may become the basis for determination of the initial degree of the radial pollution and enable constructing the approximate retroscopic image of its further variation in time on the territory of Rustavi.