

644(075.8)
8-402

მ. გორდუზიანი, გ. კვესიტაძე

ეკოლოგიის ჰიმიური საფუძვლები

**ეკოლოგიის ჰიმიური
საფუძვლები**

მ. გორდუზიანი, გ. კვესიტაძე 8-702

ეკოლოგიის ჰიმიური საფუძვლები



თბილისი
2000

-16841-

-16841-

M. Gordeziani, G. Kvesitadze

Chemical Basis of Ecology

Editor: PH. D. professor D. Ugrekhelidze

Tbilisi
2000

გორდეზიანი მარტენ შალვას-ძე
კვესიტაძე გიორგი ივანეს-ძე

ეკოლოგიის ქიმიური საფუძვლები

2000 წელი

წიგნში განხილულია გარემოს ქიმიურ დაბინძურებასთან დაკავშირებული აქტუალური საკითხები. გარემოზე ქიმიურ ნაერთთა ზემოქმედების შეფასებისას ძირითადი აქცენტი გაკეთებულია იმ ფაქტზე, რომ ეკოსფეროს მხოლოდ ბუნებრივი დაბინძურება არ აყენებს ზიანს და რომ არსებითი როლი შეიძლება შეასრულოს ადამიანის მოღვაწეობამ. გლობალური მასშტაბით ორივე ფაქტორს დედამიწაზე სათუთი ბიოლოგიური წონასწორობის დარღვევა შეუძლია.

წიგნი იმ ძირითად პრინციპზეა აგებული, რომ სერიოზულად დაუფიქრდეთ ეკოსისტემის ცალკეულ კომპონენტთა ფუნქციონირების ცვლილებებს ქიმიური დაბინძურების პირობებში; აგრეთვე ამ კომპონენტთა როლს სიცოცხლის შენარჩუნებაში.

მონოგრაფია “**ეკოლოგიის ქიმიური საფუძვლები**” განკუთვნილია განსხვავებული დარგების სპეციალისტებისათვის – მედიკოსების, ბიოლოგების, ტექნოლოგების, სოფლის მეურნეობის სხვადასხვა სპეციალისტებისათვის, მეტეოროლოგების, ეკოლოგების, ქიმიკოსების, ფიზიკოსების და ნებისმიერი მკითხველისათვის. ყველას, ვისაც თავის სამომავლო მოღვაწეობად გარემოს დაცვა აქვს დასახული, წიგნის საშუალებით შესაძლებლობა ეძლევა თანამედროვე ეკოლოგიის თვალსაწიერადან შეხედოს თავის საცხოვრის, გაეცნოს გარემოზე ქიმიურ ნაერთთა მოქმედებასთან დაკავშირებულ პრობლემებსა და კონცეფციებს.

წიგნი შესაძლებელია გამოყენებულ იქნას სახელმძღვანელოდ უმაღლესი სასწავლებლების ქიმიის, ბიოლოგიის, ფიზიკის, ტექნოლოგიის, აგრონომიის და სამედიცინო ფაკულტეტების სტუდენტებისათვის.

ავტორები თავის მოვალეობად თვლიან დიდი მადლობა გადაუხადონ პროფ. ფ. კორტეს (გერმანია, მიუნხენი) სათანადო სტატისტიკური მონაცემების მოწოდებისათვის; საქართველოს მეცნიერებათა აკადემიის ს. დურმიშიძის სახ. ბიოქიმიისა და ბიოტექნოლოგიის ინსტიტუტის ბიოლოგიური ჟანგვის ლაბორატორიის თანამშრომლებს: ბიოლოგიის მეცნიერებათა დოქტორს გ. ხატისაშვილს, ბიოლოგიის მეცნიერებათა კანდიდატებს თანანიაშვილს, მ. ყურაშვილს; მეცნიერ თანამშრომლებს თ. ვარაზაშვილს, მ. ფრუიძეს წიგნის მომზადებისას გაწეული დიდი დახმარებისათვის; ინჟინერ-პროგრამისტებს: გ. ბაციკაძეს და ა. სიღამონიძეს.

ავტორები მადლიერების გრძნობით მიიღებენ ყველა პრინციპულ

და საქმიან შენიშვნას, რომელიც დაებადება მკითხველს წიგნის გაცნობისას.

რედაქტორი: საქართველოს მეცნიერებათა აკადემიის
წევრ-კორესპონდენტი, პროფ. დ. უგრეხელიძე

რეცენზენტები: საქართველოს მეცნიერებათა აკადემიის
წევრ-კორესპონდენტი, პროფ. ნ. ალექსიძე

ბიოლოგიის მეცნიერებათა კანდიდატი დ. ჭრიკიშვილი

მარლენ გორდუზიანი – ბიოლოგიის მეცნიერებათა დოქტორი, პროფესორი. საქართველოს მეცნიერებათა აკადემიის წევრ-კორესპონდენტი, საქართველოს მეცნიერებათა აკადემიის ს. ღურმიშიძის სახელობის ბიოქიმიის და ბიოტექნოლოგიის ინსტიტუტის ბიოლოგიური ფანგვის ლაბორატორიის ხელმძღვანელი.

გამოქვეყნებული აქვს 4 მონოგრაფია და ოთხმოცზე მეტი ნაშრომი ეროვნულ, რუსულ და საერთაშორისო ჟურნალებში. თანამედროვე ბიოლოგიის აქტუალური მიმართულების – მცენარეთა ეკოლოგიური ქიმიისა და ქსენობიოქიმიის სპეციალისტი; მის კვლევასთანაა დაკავშირებული მცენარეში ორგანულ ქსენობიოტიკა გაუგებლობის ფერმენტული და მოლეკულური მექანიზმების დადგენა, აგრეთვე ამ პროცესის მარეგულირებელი ფაქტორების გამოვლენა.

გიორგი (ოთარ) კვესიტაძე – ბიოლოგიის მეცნიერებათა დოქტორი, პროფესორი, საქართველოს მეცნიერებათა აკადემიის აკადემიკოსი, საქართველოს მეცნიერებათა აკადემიის ს. ღურმიშიძის სახელობის ბიოქიმიის და ბიოტექნოლოგიის ინსტიტუტის დირექტორი.

გამოქვეყნებული აქვს ექვსი მონოგრაფია, ორასზე მეტი ნაშრომი ეროვნულ, რუსულ და საერთაშორისო სამეცნიერო ჟურნალებში. 40-ზე მეტი გამოგონების ავტორია, მათ შორის ორი დაპატენტებულია შვეიცარიაში, ორი გერმანიაში და ერთი აშშ-ში. კვლევის ძირითად მიმართულებას წარმოადგენს სამრეწველო მცირენარჩენიანი ბიოტექნოლოგიების დამუშავება, მიკრობული წარმოშობის ფერმენტების ფიზიკურ-ქიმიური დახასიათება, მათი გამოყენების კონკრეტული ტექნოლოგიების დამუშავებით, მცენარეებისა და მიკროორგანიზმების დეტოქსიკაციური უნარის საფუძველზე ეკოლოგიური ბიოტექნოლოგიების შექმნა. გ. კვესიტაძე სხვადასხვა დროს კითხულობდა ლექციებს, ეწეოდა სამეცნიერო მოღვაწეობას და გადიოდა სტაჟირებას აშშ-ში, ჰოლანდიაში, გერმანიაში, ინგლისში, ესპანეთში, საფრანგეთში, იტალიაში, ბელგიაში, ფინეთსა და სხვა ქვეყნებში. არის ორი საერთაშორისო (აშშ, შვეიცარია) და ორი რუსეთის სამეცნიერო პერიოდული ჟურნალის სარედაქციო კოლეგიისა და საბჭოს წევრი, ნატო-ს ექსპერტი საბუნებისმეტყველო მეცნიერებებში და ტექნოლოგიებში.

სარჩევი

შესავალი	13
თავი 1 ზოგადი ეკოლოგიის ზოგიერთი ძირითადი ცნება	
1.1 ზოგადი მიმოხილვა	18
1.2 ეკოსისტემა და ეკოლოგიის სისტემურობა	20
1.3 ბიოსფეროს ცნება და მისი ფუნქციონირების კანონზომიერებები; ცოცხალი ნივთიერება	28
1.4 ორგანიზმთა ბინადრობის გარემო და ადაპტაციის ფენომენი	30
1.5 ორგანიზმთა ადაპტური ბიოლოგიური რიტმები. ფოტოპერიოდიზმი.....	36
1.6 ორგანიზმთა ურთიერთობის ეკოსისტემური დონე.....	38
1.7 ეკოლოგიური ნიში	39
1.8 ეკოსისტემის პროდუქტიულობა და ბიომასა	41
ლიტერატურა	42
თავი 2 ეკოლოგიური ქიმიის საგანი, ამოცანები და კონცეფციები	
2.1 საგნის განსაზღვრა და კავშირი სხვა დისციპლინებთან	44
2.2 გარემოს ქიმიური დამბინძურებლები და მათთან დაკავშირებული ეკოლოგიური პრობლემები	44
2.3 ეკოსფეროზე ბუნებრივი და ანთროპოგენური ზემოქმედების შედარებითი შეფასება	55
2.4 ნივთიერებათა შესწავლისა და შეფასების ეკოლოგიურ-ქიმიური ასპექტები	58
ლიტერატურა	61

თავი 3 უცხო ნაერთთა წრებრუნვა ეკოსფეროში	
3.1 უცხო ნაერთთა მიგრაცია სისტემაში:	
ნიადაგი ↔ წყალი ↔ ჰაერი (ზოგადი პრინციპები)	63
3.2 ბიოტური ფაქტორის როლი უცხო ნაერთთა წრებრუნვაში	72
3.3 გარემოში უცხო ნაერთთა სტაბილურობისა და დაშლისადმი მიდრეკილების კრიტერიუმები	76
3.4 ქსენობიოტიკთა აბიოტური გარდაქმნების ძირითადი გზები	80
3.5 ფოტოფიზიკური და ფოტოქიმიური პროცესების როლი უცხო ნაერთთა აბიოტურ გარდაქმნებში	88
ლიტერატურა	91
თავი 4 ატმოსფერო	
4.1 ატმოსფეროს დაბინძურების ეკოლოგიურ-ქიმიური ასპექტები	94
4.2 ატმოსფეროს ორგანული და ბიოლოგიური დამბინძურებლები	100
4.3 მზის რადიაცია და ატმოსფეროს ფოტოქიმიური დაბინძურება	102
4.4 აზოტის ოქსიდებისა და ოზონის მოქმედება ადამიანის ორგანიზმზე	111
4.5 აზოტის ოქსიდებისა და ფოტოქიმიური დამბინძურებლების მოქმედება მცენარეზე	112
4.6 ჰაერის სისუფთავის შეფასების კრიტერიუმები	116
4.7 ჰაერის ფოტოქიმიურ დამბინძურებლებთან ბრძოლა	117
4.8 საქართველოს ატმოსფერული ჰაერის ეკოლოგიურ-ქიმიური შეფასება	118
ლიტერატურა	123

თავი 5 პიდროსფერო	
5.1 წყალი და ბიოსფერო	125
5.2 ზედაპირული და მიწისქვეშა წყლები	128
5.3 წყლის ხარისხის სტანდარტები და მისი დაბინძურების შეფასების კრიტერიუმები	129
5.4 წყლის დაბინძურება ორგანული ნივთიერებებით	132
5.4.1 არენები	133
5.4.2 ფენოლები	138
5.4.3 სხვა ორგანული დამბინძურებლები	144
5.4.4 მძიმე მეტალები	149
5.5 ჩამდინარე წყლების გასუფთავების ბიოლოგიური და ფიზიკურ-ქიმიური ღონისძიებები	153
5.6 საქართველოს წყლოვანი სივრცის ეკოლოგიურ-ქიმიური მდგომარეობა (ზოგადი ანალიზი)	169
5.6.1 საქართველოს პიდროეკოლოგიის პრობლემები	169
5.6.2 დაბინძურების პრობლემები	171
5.6.3 შავი ზღვის ეკოლოგიური მდგომარეობა	174
5.6.4 საქართველოს წყალმომარაგებისა და წყალარინების სისტემების მდგომარეობა	177
ლიტერატურა	182
თავი 6 ნიადაგი	
6.1 ნიადაგი – ეკოსისტემის ძირითადი კომპონენტი	187
6.2 ნიადაგის ფაზური, მექანიკური და აგრეგატული შემადგენლობა	189
6.3 ნიადაგის ორგანული ნაწილი	194

6.4 ნიადაგის ქიმიური დაბინძურება და მისი ეკოლოგიურ-ქიმიური შეფასება	196
6.4.1. პესტიციდები და ჰერბიციდები	199
6.4.2 სასუქები	202
6.4.3 მძიმე მეტალები	203
6.4.4 სხვა ანთროპოგენური დამბინძურებლები	205
6.4.5 ნიადაგი და მცენარე	212
6.4.6 საქართველოს ნიადაგების ეკოლოგიურ-ქიმიური შეფასება	215
6.4.6.1 საქართველოს ნიადაგები	215
6.4.6.2 ნიადაგის ეროზია	216
6.4.6.3 ნიადაგის დაბინძურება	217
ლიტერატურა	219

თავი 7 ტოქსიკანტები და ორგანიზმები (ეკოტოქსიკოლოგიის ელემენტები)

7.1 ქიმიური ტოქსიკანტების მოხვედრის გზები ორგანიზმში	221
7.2 ტოქსიკანტთა დოზები და ორგანიზმზე მათი მოქმედების ეფექტები	223
7.3 კვების პროდუქტები და ქიმიური ტოქსიკანტები	230
7.3.1 ბუნებრივი წარმოშობის ტოქსინები მცენარეულ საკვებში	231
7.3.1.1 კვების პროდუქტების დაბინძურების ბიოლოგიური გზები	236
7.3.2 ანთროპოგენური ტოქსიკანტები კვებით პროდუქტებში	239
7.3.2.1 კანცეროგენები კვებით ჯაჭვში	240
7.3.2.2 საკვები პროდუქტების დაბინძურება მათი გადაამუშავების პროცესში	242

7.3.3 კვების პროდუქტთა ეკოლოგიური ქიმიის ზოგიერთი ზოგადი ასპექტი	245
7.3.4 კვების პროდუქტთა შესაფუთი მასალები	246
ლიტერატურა	248

თავი 8 მაიონიზებული გამოსხივება, რადიონუკლიდები და ორგანიზმი

8.1 მაიონიზებული გამოსხივება; დოზები და ერთეულები	250
8.2 ბუნებრივი რადიონუკლიდების წყაროები	256
8.3 ანთროპოგენური რადიონუკლიდების წყაროები და მათთან დაკავშირებული პრობლემები	258
8.4 ჰაერიდან რადიონუკლიდებით მცენარის დაბინძურება	263
8.4.1 რადიონუკლიდები ნიადაგში და მათი შეღწევა მცენარეში	264
8.5 რადიონუკლიდები კვებით ჯაჭვში	269
8.6 რადიონუკლიდები ცხოველურ ორგანიზმში	272
8.7 ჩერნობილის კატასტროფის გავლენა საქართველოს რადიოეკოლოგიურ მდგომარეობაზე	274
ლიტერატურა	278

თავი 9 გარემოს ორგანული დაბინძურებლების გარდაქმნები მცენარეში

9.1 ორგანულ ტოქსიკანტთა ბიოდეგრადაციის გზები მცენარეში	280
9.1.1 ოქსიდაზურ სისტემათა შიდაუჯრეღული ლოკალიზაცია	282
9.1.1.1 ციტოქრომ P450—დამოკიდებული მონოოქსიგენაზა	284
9.1.1.2 ქსენობიოტიკთა ჟანგვის მექანიზმების ურთიერთშენაცვლება	291
9.1.2 ქსენობიოტიკთა ჰიდროლიზური დაშლა მცენარეში	293

9.1.3 კონიუგაციის (შეუღლების) რეაქციები	295
9.1.4 ქსენობიოტიკთა ღრმა გარდაქმნები მცენარეებში	297
9.2 მცენარე, — ეკოსისტემის ეფექტური რემედიატორი	298
9.3 მცენარე, — ბიონდიკატორი	300
ლიტერატურა	302

ადამიანის ურთიერთობა გარემოსთან წარსულში და დღეს

(ბოლოთქმა)	308
ლიტერატურა	311

შესავალი

ცხოველური და მცენარეული სამყაროს ევოლუციასთან ერთად განუხრელად ფართოვდებოდა ამ სამყაროზე მოქმედ ქიმიურ ნაერთთა სპექტრი. ბიოსფეროში ქიმიურისა და ცოცხალის ევოლუცია ყოველთვის ერთმანეთთან იყო გადაჯაჭვული. სახეზეა ურთიერთგანვითარებადი სისტემა, რომელიც თავიდანვე ისეთ პრინციპზე აიგო, რომ ქიმიური ევოლუცია ბიოლოგიურ ევოლუციას იწვევდა. ბიოსფეროში ახალი ნივთიერების გამოჩენა მოქმედებდა ცოცხალ ორგანიზმებზე, აიძულებდა მათ შესაბამისად (ადაპტურად) შეცვლილიყვნენ. ეს პროცესი კვლავაც გრძელდება.

ნებისმიერი ქიმიური პროდუქტი, მიუხედავად იმისა, ანთროპოგენურად (ადამიანის მოღვაწეობით) იწარმოება იგი, თუ ბუნებრივი მოვლენების შედეგად, გარემოს ცვლილებებს იწვევს. ამ ცვლილებათა სასურველობას, ან არასასურველობას განსაზღვრავს გამოყენების მასშტაბები, მოქმედების ხანგრძლივობა და თვით ქიმიური პროდუქტის ბუნება. ამ მხრივ ყველაზე თვალსაჩინო მაგალითია ორგანული ქსენობიოტიკები (უცხო ნაერთები), რომელთა წარმოების მოცულობა მათ მიერ გარემოში აღძრული ცვლილებების პირდაპირპროპორციულია.

მრავალსაუკუნოვანი არსებობის მანძილზე ადამიანს თითქმის ყველა ცნობილ ქიმიურ ნაერთთან ჰქონდა უშუალო შეხება. ზოგი მათგანი აუცილებელი იყო მისი ნორმალური ცხოველმყოფელობისათვის; ზოგიერთის მიმართ კი ისევე, როგორც მთელი ცოცხალი ბუნება, ადაპტაციას განიცდიდა. ცივილიზაციას თან ახლდა ახალ-ახალ ნივთიერებათა წარმოქმნა. სადღეისოდ მათი რიცხვი შეიდ მილიონს აღემატება. აქედან 96% ორგანულია, რომელთა შორის მონოციკლური სტრუქტურის ნივთიერებები (74%) დომინირებენ. არსებითად ნაკლებია ე.წ. "საერთო მოხმარების" ქიმიური ნაერთები. მათი რიცხვი $\sim 6,30 \cdot 10^3$ -ს შეადგენს და მათგან $\sim 6,10 \cdot 10^3$ საკვები პროდუქტებისა და ფარმაცევტული პრეპარატების შემადგენლობაში შედის. ამჟამად მთელ მსოფლიოში ყოველწლიურად $3 \cdot 10^8$ ტ ქიმიური პროდუქტი იწარმოება. აქედან $6,4 \cdot 10^5$ ტ მხოლოდ მცენარეთა დაცვის საშუალებათა, რომელიც ქიმიური სინთეზის გზით მიიღება. პირდაპირი თუ არაპირდაპირი გზით გარემოში ამ

ნივთიერებათა კოლოსალური რაოდენობა კონცენტრირდება. ფაქტიურად ეს პროცესი აქტიურად მიმდინარეობს და მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს გარემოს ქიმიურ თვისებებზე. მრავალ მათგანს (მაგალითად, პესტიციდებს) მაღალი ბიოლოგიური ზემოქმედების უნარი (აქტიურობა) გააჩნია.

გარემო პირობებთან ურთიერთობაში ცოცხალი არსებებიც თავის მხრივ ცვლიან მის ქიმიურ შემადგენლობას. ბუნებრივი წყაროებიდან გამოყოფილი და დახასიათებულია $2 \cdot 10^4$ -ზე მეტი ნივთიერება. მხოლოდ მცენარეებიდან მიღებულია $5 \cdot 10^3$ სხვადასხვა ალკალოიდი, და ამ ნივთიერებათა რიცხვი დღითიდღე იზრდება. ყოველივე ეს, წვეთია ზღვაში იმასთან შედარებით, რასაც ბუნებრივ ნაერთთა ქიმა მოიცავს და ცოცხალი ორგანიზმების მიერაა შექმნილი. ქსენობიოტიკ-ტოქსიკანტთა ბიოტრანსფორმაციაში და ბიოსფეროში მათ განაწილებაში განსაკუთრებულად დიდი წვლილი ერთუჯრედიან ორგანიზმებს — პროკარიოტებს (ბაქტერიებს) მიუძღვით. ბიოტრანსფორმაციულ პროცესებში დიდ როლს ასრულებენ მორფოლოგიურად უფრო რთული ეუკარიოტული ორგანიზმები (მიკროსკოპული სოკოები). გარდა ამისა, მათი საშუალებით ატმოსფეროში ყოველწლიურად ვრცელდება 10^{10} აქროლადი ორგანული წარმოშობის პროდუქტი. თანამედროვე შეფასებით ბუნებრივად მიმდინარე ქიმიურ გარდაქმნებში (ნიადაგი, წყალი, ჰერი) მიკროორგანიზმების წვლილი 70%-ს აღემატება.

აქედან გამომდინარე ცხადია, თუ რა დიდი მნიშვნელობა ენიჭება მიკროორგანიზმების მეტაბოლური პოტენციალის შესწავლას, მათი „ქიმიური მოღვაწეობის“ ანალიზს და შესაბამისად, რეგულირებას.

სადღეისოდ ჩვენ შორს ვართ გარემოზე ამ უსაზღვრო რაოდენობის ნივთიერებათა ზემოქმედების ყოველმხრივი შეფასებისაგან. გარდა ამისა, პრაქტიკულად უცნობია ცოცხალი ორგანიზმებისათვის აბიოტური პროცესების (ოსმოსურის გარდა) მნიშვნელობა. მიუხედავად ამისა, უახლოესი მომავლის უაღრესად საჭირობოროტო ამოცანას წარმოადგენს ორგანული ნაერთების, მათი მდგრადი და რეაქციისუნარიანი მეტაბოლიტების რაოდენობრივი შეფასება და სისტემური შესწავლა.

ეკოლოგიის მრავალმა პრობლემამ ამასთან დაკავშირებით ღრმა ქიმიური შინაარსი შეიძინა. ტრადიციული ეკოლოგიის „ქიმიზაცია“ მას, როგორც აღწერილობით საგანს, დინამიკურობა შესძინა, რაც საშუალებას იძლევა უფრო მეტი სიღრმით ჩაეწვდეთ იმ ურთულეს შინაგან კავშირს.

რომელიც ბიოსისტემებსა და ქიმიურ გარემოს შორის რეალურად არსებობს.

თანამედროვე ეკოლოგიური აზროვნება შინაარსობრივად კომპლექსურია და გარემოზე არა მარტო საბუნებისმეტყველო ცოდნას, არამედ მის ეთიკურ და სოციალურ შეფასებასაც გულისხმობს. დედამიწის ევოლუციის თანამედროვე ეტაპი ბევრ სხვადასხვა ასპექტს მოიცავს, რომელთა შორის აღსანიშნავია ძალზე დიდი რაოდენობით ახალი, ჩვენი პლანეტისათვის არადაძახასიათებელი ნაერთების ინტენსიური წარმოქმნა, სხვადასხვა ფაქტორების ზეგავლენით მიკროორგანიზმების ახალი (მუტანტები, ტრანსფორმანტები) ფორმების ჩამოყალიბება, რომლებიც განსხვავებული დეტოქსიკაციური უნარით ხასიათდებიან. ყოველივე ამის გამო, თანამედროვე ეკოლოგია სოციალურ-ისტორიულ და ბუნებრივ ფაქტორებს შორის ურთიერთქმედების გაღრმავებით ხასიათდება.

ბიოსფეროს შესახებ არსებული ცოდნის ლოგიკურ გაგრძელებად ადამიანის სოციალური მოღვაწეობის ანალიზი ითვლება, რომელსაც ნოოსფეროს ცნებამდე მივყავართ. ნოოსფერო, ანუ სოციოსფერო ბიოსფეროზე წარმოდგენების ახალი და უმაღლესი სტადიაა, რომელიც მასში კაცობრიობის წარმოშობასთან და განვითარებასთანაა დაკავშირებული. ნოოსფერო ერთიანი სისტემაა: კაცობრიობა—წარმოება—ბუნება. იგი არსებული და მომავალი თაობების ინტერესებიდან გამომდინარე, ახალი სოციალური კანონების საფუძველზე ვითარდება. კაცობრიობა ცოცხალი სისტემის განსაკუთრებული ნაწილია, რომელიც ბუნებასთან ორგანულად შერწყმული სოციალურ-ისტორიული კანონების საფუძველზეა დამკვიდრებული.

გარემოს დაბინძურების საფრთხის მინიმუმამდე დასაცვანად ეკოლოგიაში არსებული ახალი ტენდენციები, უპირველეს ყოვლისა, ტექნიკური პროგრესის კონტროლს გულისხმობს. ბოლო ათწლეულში ინდუსტრიული ქვეყნების მიერ განისაზღვრა გარემოსათვის საშიში ბუნებრივი და სინთეზური ნივთიერებების დასაშვები ზღვრული კონცენტრაციები. კრიტერიუმებად აღებულ იქნა ისეთი პარამეტრები, როგორცაა პროდუქციის საწარმოო მოცულობა, გამოყენების არეალი, გარემოში გავრცელების ალბათობა და ცოცხალ ორგანიზმებზე დროზე დამოკიდებული სპეციფიური მოქმედება.

ქიმიკატების დასაშვები კონცენტრაციებისა და მათი გავრცელების მარეგულირებელი რეკომენდაციები, სამწუხაროდ ძალიან ხშირად

პოლიტიკას უფრო ექვემდებარება, ვიდრე მეცნიერულ მიღწევებს. ყურადღება არ ექცევა, თუ რამდენად სანდოა პროლექციის უსაფრთხოების განსაზღვრის მეცნიერული საფუძველი. საზოგადოებრივი აზრი მთელ რიგ შემთხვევებში არ ითვალისწინებს მეცნიერულად დასაბუთებულ მონაცემებს. მოვიყვანო რამდენიმე მაგალითს:

ეკოტოქსიკოლოგიურმა ანალიზმა აჩვენა, რომ მსოფლიოში წარმოებული ქიმიკატების ~30% მათი არასასურველი ეკოსტაბილურობის გამო ბაზარზე უსაფრთხო ქიმიკატებით უნდა შეცვლილიყო. პრაქტიკულად ეს მიუღწეველი აღმოჩნდა.

წლების განმავლობაში გამოიყენებოდა პოლიქლორირებული ნახშირწყალბადები. ამ ნაერთების წარმოების გაფართოებამ ცხოველურ ორგანიზმებში მათი დიდი რაოდენობით აკუმულირება გამოიწვია. ხანგრძლივი და უკომპრომისო ბრძოლა დასჭირდა იმის მიღწევას, რომ ისინი სინთეზური ნივთიერებებით (ციკლოდინებით და ტოქსაფენით) შეცვლილიყო, რომელთაც სწრაფი ბიოდეგრადაციის უნარი აღმოაჩნდათ.

არგენტინის ეკოლოგიურ სამეცნიერო-საკონსულტაციო კომიტეტის მიერ ტოქსიკურობისა და ეკოტოქსიკურობის შემოწმების შედეგად შემუშავებულ იქნა ოკეანის აკვატორიაში ქიმიურ ნაერთთა კონცენტრაციების სტანდარტები, რომლებიც გარკვეული ეკონომიკური და პოლიტიკური მოტივების გამო სწრაფად იქნა შეცვლილი.

განხილული მაგალითებით იმის თქმა გვსურს, რომ ბიოსფეროს ქიმიური სტაბილურობის შენარჩუნებისათვის აუცილებელია მეცნიერთა, ქვეყნების მთავრობათა, მრეწველობის მესვეურთა და საზოგადოებრიობის ერთობლივი ძალისხმევა. დღეს სრულიად აშკარაა, რომ ტექნოლოგიური პროცესების წარმართვისას მტკიცედ უნდა დავიცვათ ეკოლოგიური ეთიკის პრინციპები და ნორმები. მხოლოდ ამ გზით შეიძლება დამსახურებული საზღაური მივაგოთ გარემოს. ზედმიწევნით ზუსტია ეკოლოგიური ქიმიის ერთ-ერთი ადიარებული ავტორიტეტის, გერმანელი პროფესორის ფ. კორტეს გამონათქვამი: „მაცდუნებელია, თუ ჩვენ გარემოს თვისების პრობლემის გადაჭრას ქიმიამდე და ტოქსიკოლოგიამდე დავიყვანთ. არასაკმარისი იქნება, თუ ჩვენ ამ პრობლემას მხოლოდ ქიმიურ ნივთიერებათა იმ კონცენტრაციების გამოვლენაში დავინახავთ, რომლებიც არასასურველია, ან ტოქსიკურ ზემოქმედებას ახდენენ. უნდა გვახსოვდეს, რომ მრავალი პრობლემის ფესვები და მათი გადაჭრის გზები საბუნებისმეტყველო მეცნიერებათა

საზღვრებს სცილდება. გარემოში მიმდინარე პროცესებზე შესაბამისი პოლიტიკისა და პროგრამების შემუშავებისას, გადამწყვეტ მნიშვნელობას იძენს საბუნებისმეტყველო მეცნიერებებში საზოგადოებრივ მეცნიერებათა შეთანხმებული და გააზრებული შედეგა.“

დღევანდელი ცივილიზაცია რომ შევინარჩუნოთ და გავაუმჯობესოთ, საჭიროა ყველა ქვეყანაში მოქმედი სათანადო ორგანიზაციების მობილიზება. მათ შეუძლიათ დიდი სამსახური გაუწიონ კაცობრიობას. 1992 წელს რიო-დე-ჟანეიროში გამართულ შეხვედრაზე მიღებულ დადგენილებას (იგი ყველა ქვეყნის მთავრობას დაეგზავნა) ხელი მოაწერა მსოფლიო სამეცნიერო და ინტელექტუალური საზოგადოების 425 წევრმა. დადგენილების ბოლო პარაგრაფში სწერია: “უდიდესი ბოროტება, რომელიც დედაძიწას ემუქრება, არის ჩვენი უმეცრება და არა მეცნიერება, ტექნოლოგია ან ინდუსტრია. ისინი ხომ კაცობრიობის მიერაა შექმნილი ისეთი პრობლემების დასაძლევად, როგორცაა ჭარბმოსახლეობა, შიმშილობა და მსოფლიო დაავადებები.”

უადგილო არ იქნებოდა დაგვესვა კითხვა: რა გვიღირს ბუნება, რომ მას ასე უნდა ვუფრთხილდებოდეთ?

ამერიკის შეერთებული შტატების, ნიდერლანდებისა და არგენტინის უნივერსიტეტების ეკოლოგიურმა დეპარტამენტებმა ეს საკითხი შეისწავლეს საერთო პროგრამით: “მსოფლიოს ეკოსისტემების მომსახურება და ბუნებრივი კაპიტალის ფასი.” მათ შეაჯამეს არსებული მონაცემები და დაადგინეს, რომ დედამიწაზე სიცოცხლის ხელშემწყობი სისტემების ფუნქციონირებისათვის დღესაც ბუნებრივი რესურსების ძირითადი მარაგი გადამწყვეტი მნიშვნელობისაა. იგი პირდაპირ ან არაპირდაპირ განსაზღვრავს ადამიანის კეთილდღეობას და ამგვარად, პლანეტის მთელი ეკონომიკური ღირებულების ძირითად შემადგენელ ნაწილს წარმოადგენს. ამერიკულ დოლარებში დაანგარიშებულია ბიოსფეროს ღირებულება, იგი წელიწადში საშუალოდ 33 ტრილიონს შეადგენს, მაშინ როდესაც მსოფლიო გლობალური ნაციონალური შემოსავლების ჯამი 18 ტრილიონს არ აღემატება. ეს იმას ნიშნავს, რომ ბუნება სადღეისოდ კვლავაც მეტს ქმნის, ვიდრე ადამიანი. ბუნებას გააჩნია ღირებული, პრაქტიკული და ზომიერი ფუნქციები, რომელთა გარეშეც ეკონომიკა საერთოდ ვერ იარსებებს. ეკოლოგიური პროგრამების დაგეგმვისას საჭიროა ამ ფუნქციათა ღირებულებების გათვალისწინება.

14841-1



თავი 1 ზოგადი ეკოლოგიის ზოგიერთი პირითადი ცნება

1.1 ზოგადი მიმოხილვა

არსებობს ხატოვანი გამოთქმა, რომ ჩვენ სამი "ე"-ს ეპოქაში ვცხოვრობთ, რაც სიმბოლურად ეკონომიკას, ენერგეტიკას და ეკოლოგიას ნიშნავს. უკანასკნელს ადამიანთა სულ უფრო მზარდი ყურადღება ეთმობა. ტერმინი "ეკოლოგია", რომელიც ჯერ კიდევ 1866 წელს ჰეკელის მიერაა შემოღებული, ბერძნულიდან პირდაპირი თარგმანით ნიშნავს მეცნიერებას სახლის ან საცხოვრისის (ოიკოს - სახლი) შესახებ. ესაა საგანი ორგანიზმებისა და გარემოს ურთიერთ-დამოკიდებულების შესახებ, ანუ ორგანიზმთა ქცევის შესახებ მათ "საკუთარ სახლში."

კლასიკური გაგებით, ეკოლოგია არის მეცნიერება, რომელიც შეისწავლის ორგანიზმებსა და გარემოს შორის კავშირ-ურთიერთობის ბუნებას. ცოცხალი ორგანიზმების ურთიერთგავლენის გარდა, ეკოლოგიური კვლევის უაღრესად მნიშვნელოვანი სფეროა აბიოტური გარემოს შემოქმედება ორგანიზმებზე. აბიოტური ფაქტორები იყოფა ქიმიურ (ატმოსფერული ჰაერის, ზღვებისა და მტკნარი წყლების, ნიადაგების შედგენილობა, მათში ორგანიზმისათვის მავნე კომპონენტთა შემცველობა და სხვ.) და ფიზიკურ (ჰაერისა და წყლის ტემპერატურა, ატმოსფერული წნევა, ქარები, დინება, რადიოაქტიური ფონი და სხვ.) ფაქტორებად. თითოეულ მათგანს გარკვეული წვლილი შეაქვს ეკოლოგიური წონასწორობის შენარჩუნებაში.

ამჟამად ინტენსიურად ისწავლება გარემოს დამბინძურებელი ტოქსიკური ნივთიერებების გავლენა ცოცხალი ორგანიზმების ფიზიოლოგიურ და მორფოლოგიურ მდგომარეობებზე, მათ მეტაბოლურ შესაძლებლობებსა და საერთოდ ცხოველმყოფელობაზე; დგინდება ტოქსიკანტთა დასაშვები და ლეტალური დოზები.

აბიოტური და ბიოტური ფაქტორების ყოველმხრივი შესწავლისა და ანალიზის შედეგად შესაძლებელი ხდება მოსალოდნელი ეკოლოგიური კატასტროფების წინასწარი პროგნოზირება. ჩვენი ეპოქისათვის ამ უაღრესად სასიცოცხლო ეკოლოგიური პრობლემების გადაწყვეტაში ეფექტურად ხდება ქიმიისა და ბიოლოგიის მიღწევათა გამოყენება-დანერგვა. მასში აქტიურადაა

ჩაბმული ბიოტექნოლოგიაც, რომელიც სხვა დარგობრივ საქმიანობასთან ერთად მიზნად ისახავს: ქიმიური, აგრარული და სამრეწველო ტექნოლოგიების დანერგვის შედეგად წარმოქმნილი ტოქსიკანტებისა და განახლებადი სასოფლო-სამეურნეო ნარჩენების შემოქმედებისაგან ეკოლოგიური ბალანსის დაცვას; პროდუქტების მასიური წარმოების მცირენარჩენიანი და არაენერგოტევადი ტექნოლოგიების დამუშავებას; არატრადიციული ხერხებით ორგანული ნარჩენებიდან ენერჯის წარმოებას; ახალი სტაბილური ჯიშების ხარჯზე დედამიწის მცენარეული საფარის რაციონალურ შევსებას; წყალსაცავებისა და ნიადაგების ეკოლოგიური მდგომარეობის გაუმჯობესებას; ადამიანისა და ცხოველებისათვის ეკოლოგიურად სუფთა საკვების წარმოებას და სხვ.

ცოცხალ ორგანიზმებსა და აბიოტურ გარემოს შორის დღეს ეკოლოგიურად ისეთი მძლავრი ანთროპოგენური სტრუქტურა ფუნქციონირებს, როგორც ბიოლოგიური ტექნოლოგიები. ეს გარემოს ეკოლოგიური პრობლემების გადაწყვეტისას, სრულიად ახალ მიდგომებს საჭიროებს. ბიოლოგიურ სისტემებს (მიკროორგანიზმებს, მცენარეებს, ცხოველებს) და ბიომაკრომოლეკულებს (ფერმენტებს), ეკოლოგიური ბიოტექნოლოგია პრობლემების გადაჭრისა და ბუნებრივი რესურსების რაციონალურად გამოყენების საიმედო ბერკეტად მიიჩნევა.

ამგვარად, თანამედროვე ეკოლოგია ბუნების რაციონალურად სარგებლობის საფუძველს წარმოადგენს. მას წამყვანი როლი აკისრია გარემომცველ სამყაროსა და ადამიანთა საზოგადოების ურთიერთობათა სტრატეგიის შემუშავებაში.

ეკოლოგია იკვლევს სისტემებს ორგანიზმებიდან თანასაზოგადოებებამდე. ცოცხალი არსებები წარმოქმნიან სახეობათა პოპულაციებს, ხოლო განსხვავებულ პოპულაციათა ერთობლიობა თანასაზოგადოებას ქმნის. ნებისმიერი თანასაზოგადოება მჭიდრო კავშირშია არაცოცხალ გარემოსთან და მასთან ერთად ფუნქციური მთლიანობით - ეკოსისტემითაა წარმოდგენილი [1].

ბოლო რამოდენიმე ათწლეულში ეკოლოგიამ მნიშვნელოვანი ტრანსფორმაცია განიცადა. იგი უფრო მეტად ორიენტირებული გახდა ადამიანისადმი, გარემოზე მისი უაღრესად მასშტაბური და სპეციფიური ზემოქმედების გამო. გასაკვირი არაა, რომ თანამედროვე ეკოლოგიაში შესაბამისად ცალკე მიმართულებებად ჩამოყალიბდა "გამოყენებითი

ეკოლოგია”, „ადამიანის ეკოლოგია”, „სამრეწველო ეკოლოგია”, „აგროეკოლოგია”, „სოციალური ეკოლოგია” და ა.შ.

ჩამოთვლილ მიმართულებათა ერთი საერთო მიზანი, გარემომცველ სამყაროში ადამიანის მოღვაწეობის ოპტიმიზაციის მიზნით, ბუნებრივ და ტექნოგენურ პროცესებზე სისტემური შეხედულებებისა და ზოგადი საფუძვლების ჩამოყალიბებაა. საკუთარი კონკრეტული პრობლემების კვლევისას, ვერც ერთი ეს მიმართულება, მათ შორის, სრულიად ახალგაზრდა დისციპლინა ეკოლოგიური ქიმიაც, ვერ აუვლის გვერდს იმ ცნებებითა და პრინციპებით სარგებლობას, რომლებიც თავისი განვითარების სანგრძლივი პერიოდის მანძილზე შეიმუშავა ზოგადმა (კლასიკურმა) ეკოლოგიამ. ამიტომ, ვიდრე ეკოლოგიური ქიმიის სპეციალური საკითხების განხილვას შევედგებოდეთ, საჭიროდ ჩავთვალოთ მოკლედ (კონსპექტუალურად) გადმოგვეცა ეს ცნებები და პრინციპები.

1.2 ეკოსისტემა და ეკოლოგიის სისტემურობა

ეკოლოგიის ძირითად ცნებას და ტაქსონომიურ ერთეულს ეკოსისტემა წარმოადგენს (ა. ტენსლი, 1935წ). მასში ცოცხალ არსებათა და გარემოს ნებისმიერი ურთიერთთანაზიარობა იგულისხმება. უფრო ზუსტად: ეკოსისტემა არის ბუნებრივი ან ბუნებრივ-ანთროპოგენური კომპლექსი, რომელიც ფუნქციურად მთლიანია და ცოცხალი ორგანიზმებითა და მათი ბინადრობის გარემოთა შექმნილი. განუსაზღვრელი დროით ფუნქციონირებისათვის (არსებობისათვის), ეკოსისტემას უნდა გააჩნდეს ენერჯის შთანქმის, მისი გამოთავისუფლების, ნივთიერებათა წრებრუნვაში ჩართვისა და გარემოს ზემოქმედებაზე საპასუხო რეაქციის გამოძღვანების უნარი.

არჩევნ ეკოსისტემათა განსხვავებულ დონეებს: მიკროეკოსისტემებს (მცირე ზომის წყალსატევებს, გუბურებს და წყლის წვეთსაც კი, რომელშიც ცოცხალი ორგანიზმები ბინადრობენ); მეზოეკოსისტემებს (ტყეს, მდელოს, მდინარეს, წყალსაცავს ან მათ ნაწილებს); მაკროეკოსისტემებს (ოკეანეს, კონტინენტს, ბუნებრივ ზონებს) და გლობალურ ეკოსისტემებს, რომლებსაც მთლიანობაში ბიოსფერო ეწოდება.

აზრობრივად, ეკოსისტემის ანალოგიურია „ბიოგეოცენოზი“, მაგრამ ამ ტერმინს ჩვეულებრივ უფრო ხმელეთის ბუნებრივი სისტემების მიმართ

იყენებენ. სადაც აუცილებელ კომპონენტს მცენარეული საფარი (ფიტოცენოზი) წარმოადგენს. საერთოდ, ეკოლოგიას ელემენტარულ ბიოგეოცენოზებთან აქვს საქმე, რომელთათვისაც ცოცხალი ორგანიზმებისა (მცენარეულობის, ცხოველთა სამყაროს) და საცხოვრისის (ნიადავის, ჰიდროლოგიური პირობების, მიკროკლიმატის და ა.შ.) შედარებით ერთგვაროვანი ერთობლიობაა დამახასიათებელი [2]. მაშასადამე, ყოველ ბიოგეოცენოზს შეიძლება ეკოსისტემა ვუწოდოთ. მაგრამ ყოველი ეკოსისტემა ბიოგეოცენოზი არაა. იგი მხოლოდ ფიტოცენოზის ჩარჩოებშია ეკოსისტემა.

ეკოსისტემები ორი ბლოკისაგან შედგება, რომელთაგან ერთ-ერთი განსხვავებულ სახეობათა ურთიერთდაკავშირებული ორგანიზმებისაგან შედგება და ბიოცენოზი ეწოდება, ხოლო მეორე ბლოკი საარსებო გარემოს მოიცავს და ბიოტოპის (ეკოტოპის) სახელწოდებითაა ცნობილი (მებიუსი, 1877წ).

ყოველი ბიოცენოზი მრავალი სახეობისაგან შედგება, რომელშიც ცალკეული ინდივიდების ერთობლიობა პოპულაციას ქმნის. პოპულაციის ძირითადი თვისებებია:

1. წარმოადგენს სახეობის ნაწილს
2. ერთი სახეობის ინდივიდებისაგან შედგება
3. მეტ-ნაკლებად ერთგვაროვან სივრცეს ავსებს
4. გააჩნია თვითრეგულირების უნარი
5. ინარჩუნებს გარკვეულ რიცხოვნობას.

თუ დავუშვებთ, რომ ეკოსისტემები ბიოსფეროს რეალურად არსებული ელემენტებია (ბლოკებია), მაშინ პოპულაცია ბუნებაში იზოლირებული სახით არასდროს არ უნდა გვხვდებოდეს. პოპულაცია სახეობის მხოლოდ შედარებითი განკერძოებული (განცალკავებული) ნაწილია. ამას განაპირობებს ბინადრობის სპეციფიკა. ხშირი შეჯვარება და პოპულაციის შიგნით მემკვიდრული ინფორმაციის გადაცემის ფართო შესაძლებლობა. ერთი და იგივე სახეობის განსხვავებულ პოპულაციებში ამ პირობების დაცვა შედარებით იშვიათად ხდება.

ეკოლოგიაში ხშირად გვხვდება ტერმინი „ერთობლიობა“ („თანაზიარობა“). მისი შინაარსი არაერთმნიშვნელოვანია, მასში ურთიერთდაკავშირში მყოფ ორგანიზმთა განსხვავებული სახეობების ერთობლიობასაც გულისხმობენ (ბიოცენოზის სინონიმად) და ანალოგიურ ერთობლიობასაც მხოლოდ მცენარეთათვის (ფიტოცენოზის სინონიმად),

ცხოველთათვის (ზოოცენოზის სინონიმად), ან მიკრობული დასახლებებისათვის (მიკრობიოცენოზის სინონიმად).

ეკოლოგია, როგორც მეცნიერება, სწავლობს სისტემებს, რომელთა ყოველი რგოლი მჭიდრო ურთიერთკავშირში და ურთიერთდამოკიდებულებაშია. სისტემურ მოვლენათა განხილვა თვით სისტემისა და მისი ტიპების ცოდნას მოითხოვს. აღსანიშნავია, რომ ბიოლოგიაში ეს ცნება ფიზიკიდანაა შემოტანილი, სადაც ენერგეტიკული ცვლის თერმოდინამიკური ანალიზი სისტემის განსაზღვრით იწყება.

სისტემა არის ურთიერთმოქმედ ნაწილთა ჯგუფი, რომლის მოქმედება შეიძლება განხილულ იქნას, როგორც ერთი მთლიანი. ესაა მატერიალური სხეული, ან სხეულთა ჯგუფი, რომელიც სივრცობრივად შემოსაზღვრული და გარემოსთან გარკვეულ ურთიერთობაშია.

გარემოსთან ენერგეტიკული და პლასტიკური (ნივთიერი) ცვლის მიხედვით, სისტემა შეიძლება იყოს ღია, დახურული და იზოლირებული. ღია სისტემა გარემოსთან ერთდროულად აწარმოებს ენერგეტიკულ და პლასტიკურ ცვლას. დახურული სისტემის შემთხვევაში გარემოსთან მხოლოდ ენერგეტიკული ცვლა წარმოებს, პლასტიკური ცვლა კი გამორიცხებულია. იზოლირებული სისტემა გარემოსთან არავითარ ცვლას არ აწარმოებს. დახურულ და იზოლირებულ სისტემებს ჩაკეტილ სისტემებსაც უწოდებენ.

ყოველი ცოცხალი ორგანიზმი გარემოსთან გამუდმებულ ენერგეტიკულ და პლასტიკურ ცვლაში მყოფ, ღია სტაციონარულ (მეტნაკლებად მუდმივი შედგენილობის მქონე) თერმოდინამიკურ სისტემად განიხილება [3]. ცოცხალი არსებები სხვა ორგანიზმთა კვების ობიექტებს წარმოადგენენ, ანუ ისინი ენერგეტიკული ურთიერთობებით არიან ერთმანეთთან დაკავშირებული. გაერთიანებებში კვებითი კავშირები ერთი ორგანიზმიდან მეორეში ენერჯის გადაცემის მექანიზმს წარმოადგენს. ყოველ გაერთიანებაში ტროფიკული (მკვებავი) კავშირები ერთმანეთთან რთული ქსელითაა გადაჯაჭვული. ბიოცენოზებში ეს ქსელები საკმაოდ რთულია. იქნება შთაბეჭდილება, რომ ერთი ორგანიზმიდან სხვა ორგანიზმში ენერჯის მიგრაციას ღიდი დრო სჭირდება. სინამდვილეში მწვანე მცენარეების მიერ დაგროვებული ენერჯის გზა მეტად მოკლეა. ის შეიძლება თანმიმდევრულად გადაეცეს ერთმანეთით მკვებავ ორგანიზმთა არაუმეტეს 4-6 რგოლს. რიგებს, რომლებშიც ენერჯის საწყისი დოზის ასეთი

საფეხურებივი ხარჯვა ვლინდება, კვებით ჯაჭვებს უწოდებენ. მათი ყოველი რგოლი ე.წ. ტროფიკული დონეა. პირველი ტროფიკული დონე ყოველთვის ორგანული ბიომასის პროდუცენტია. ჰეტეროტროფული ორგანიზმები, რომლებიც პროდუცენტია. ორგანული ნივთიერებებით იკვებებიან (კონსუმენტები), მეორე ტროფიკულ დონეს ქმნიან. მცენარით მკვებავ ფორმათა ხარჯზე მცხოვრები მტაცებლები მესამე ტროფიკულ დონეს წარმოადგენენ და ა.შ.

თერმოდინამიკის პირველი კანონის (პირველი საწყისის) თანახმად ენერჯია არსად არ ქრება. მან შეიძლება ფორმა შეიცვალოს. მეორე კანონი (მეორე საწყისი) ენტროპიის (ბერძ. ენ – შივნიტ. ტროპე – გარდაქმნა) ცნებასთანაა დაკავშირებული. იგი სისტემის მდგომარეობას განსაზღვრავს და კლასიკურ თერმოდინამიკაში გამოსავალ ფუნქციად ითვლება. ენტროპია არის სისტემის მიერ სითბური ენერჯის გაბნევის (დისიპაციის) ზომა. სხვაგვარად რომ ვთქვათ, ენტროპია სისტემის მოუწესრიგებლობის საზომია. რაც უფრო მაღალი წესრიგიანობით (სითბოს მინიმალური გაბნევით) ხასიათდება სისტემა, მით უფრო მცირეა მისი ენტროპია და პირიქით. გარდა ამისა, ენტროპია რეალურ ფიზიკურ პროცესთა შეუქცევადობის საზომსაც წარმოადგენს [4].

სპეციალურ ლიტერატურაში ხშირად ვხვდებით მტკიცებას ორგანიზაციის სხვადასხვა დონეზე ბიოლოგიურ სტრუქტურათა გასაოცარი მოწესრიგებულობის შესახებ. მსჯელობენ “ცოცხალის ანტიენტროპიულ ტენდენციებზე” და “ბიოლოგიური ევოლუციის ანტიენტროპიულ ხასიათზე”. შემოდებულია კიდევ ენტროპიის საწინააღმდეგო ნეგენტროპიის განსაზღვრაც: რაც უფრო მაღალორგანიზებულია (მოწესრიგებულია) სისტემა, მით მეტია მისი ნეგენტროპია. ბიოლოგიურ პროცესებზე დაკვირვებისას მართლაც შეიმჩნევა დროსა და სივრცეში მათი მაღალი წესრიგიანობა, რასაც ბიოლოგიაში ჰომეოსტაზს უწოდებან. ფაქტიურად, იგი ორგანიზმის სტაციონალური მდგომარეობაა. წმინდა თერმოდინამიკური კრიტერიუმებით ცოცხალისა და არაცოცხალის შეფასებას იმ დასკვნამდე მიყვართ, რომ სინამდვილეში ბიოლოგიური სისტემები არავითარ “ანტიენტროპიულ ტენდენციებს” არ ფლობენ და არავითარი ნეგენტროპია არ გააჩნიათ [3]. ბიოსისტემათა წესრიგიანობა არ აღემატება მთის იმავე მასის მქონე ნებისმიერი ქანის წესრიგიანობას. ამასთან დაკავშირებით უაღრესად საგულისხმოა აკად. ლ. ბლუმენფელდის თვალსაზრისი:

„ბიოსისტემების განსაკუთრებული, თვისებრივად განსხვავებული წესრიგიანობის საფუძველს ის წარმოადგენს, რომ იგი გააზრებულია. ცოცხალი მატერიის წესრიგიანობა. აგრეთვე მასში არსებული ინფორმაცია აზრს შეიცავს, ხოლო გააზრებულია ის, რასაც მიზანი გააჩნია. ახალი ინფორმაციის შექმნის უნარი, წესრიგიანობისადმი აზრის მიცემა, როგორც ჩანს ნებისმიერი ცოცხალი ორგანიზმის აუცილებელი თვისებაა“ [5].

თერმოდინამიკური წონასწორობის მდგომარეობაში ღია სისტემას არსებობა არ შეუძლია. ამის საფუძველზე ჩამოყალიბდა წარმოდგენა ბიოლოგიურ სისტემებზე, როგორც თერმოდინამიკურად არაწონასწორულ ობიექტებზე. მათ შიშართ თერმოდინამიკის მეორე კანონის ინტერპრეტაცია ი. პრიგოჯინის [6] ეკუთვნის და ენტროპიის მინიმალური ზრდის (ე.წ. პრიგოჯინის თეორემის) პრინციპითაა ცნობილი: თერმოდინამიკურ წონასწორობასთან ახლოს მყოფი ღია სტაციონარული სისტემის ენტროპიის ზრდის სიჩქარეს, რომელიც შინაგანი შეუქცევადი პროცესების ხარჯზე მიიღწევა, გააჩნია ნულისაგან განსხვავებული, მუდმივად მინიმალური დადებითი მნიშვნელობა. ამ თეორემის თანახმად, ორგანიზმთა ზრდა და განვითარება უწყვეტად და თავისთავად მიმდინარეობს საბოლოო სტაციონარული მდგომარეობის დამყარებამდე, როდესაც ენტროპიას მინიმალური მნიშვნელობა აქვს.

სისტემათა არსებობა წარმოუდგენელია კავშირების გარეშე, რაც თანამშრომლობაში ან სახეობათა შიგნით და სახეობათა შორის კონკურენციაში ვლინდება. ამ შემთხვევაშიც ეკოლოგია ისეთი კიბერნეტიკული ცნებებით სარგებლობს, როგორცაა პირდაპირი დადებითი და უარყოფითი უკუკავშირები.

დადებითი უკუკავშირის შემთხვევებში პროცესის ერთი მიმართულებით გაძლიერება ხდება. ამის თვალსაჩინო მაგალითია ტერიტორიის დაჭაობება. პროცესი შემდეგი თანმიმდევრობით ვითარდება: სინესტის გაზრდა – ჟანგბადით გაღარიბება – მცენარეული ნაშთების დაშლის დამუხრუჭება – ტორფის დაგროვება – დაჭაობების შემდგომი გაძლიერება.

ეკოსისტემებში გაცილებით ხშირად უარყოფით უკუკავშირებს ვხვდებით. ამ პრინციპს ემორჩილება ძირითადად ეკოსისტემის მდგრადობა და სტაბილურობა. უარყოფითი უკუკავშირის არსებობა სისტემის მდგრადი წონასწორობის შენარჩუნების საშუალებას იძლევა. ამის მაგალითია

ვულკანების ამოფრქვევის შედეგად ატმოსფეროში CO₂-ის ლოკალური ზრდა, რასაც ფოტოსინთეზური პროცესების გააქტიურება (ორგანულ ნივთიერებასთან CO₂-ის ინტენსიური დაკავშირება) და ოკეანის მიერ მისი ინტენსიური შთანთქმა მოსდევს; მეორე მაგალითი: ბუნებაში გრუნტის წყლების პერიოდული მატება კანონზომიერი პროცესია. ამის შედეგად მცენარის ფესვურ სისტემასთან წყლის კონტაქტისა და მცენარეულობის მიერ მისი აორთქლების (ტრანსპირაციის) პროცესის გაძლიერება ხდება, რის გამოც გრუნტის წყალი საწყის დონეს უბრუნდება.

ეკოსისტემაში ადამიანის ჩარევა მთელ რივ შემთხვევებში ამ კავშირების რღვევას და სისტემის ერთი მდგომარეობიდან მეორეში გადასვლას იწვევს. მაგალითად, ორგანული და ბიოგენური ნივთიერებებით წყლოვანი გარემოს ზომიერი დაბინძურება იმ ორგანიზმთა გამრავლებას იწვევს, რომლებიც ამ ნივთიერებებს საკვებად იყენებენ. ამის შედეგს წყალსაცავების თვითგასუფთავება წარმოადგენს. დამბინძურებლობით გარემოს გადატვირთვამ გარკვეულ ეტაპზე ორგანიზმი-სანატრების ცხოველმყოფელობის დათრგუნვა და განადგურებაც შეიძლება გამოიწვიოს. ჩამოყალიბებული კავშირის რღვევა ამ შემთხვევაში სისტემის დაჭაობებით მქლავდება.

ეკოსისტემის ერთ-ერთი უნიკალური თვისება ემერდჯენტობაა (ინგ. *ემერდჯენტს* – აღძვრა, ახლის წარმოქმნა). მისი არსი იმაში მდგომარეობს, რომ სისტემის, როგორც მთლიანის თვისებები, მისი ცალკეული კომპონენტების თვისებათა მარტივ, მექანიკურ ჯამს არ წარმოადგენს. მაგალითად, ცალკეულ ხეთა ნარგავები ტყეს არ ქმნიან, რადგან ტყისათვის დამახასიათებელი კავშირები (ნიადაგური, პიდროლიტური, მეტეოროლოგიური და ა.შ.) აქ არ არსებობს. ეკოსისტემაში ადამიანის ჩარევისას, ან განსაზღვრული მიზნებისათვის სისტემის კონსტრუირებისას, ემერდჯენტობის უკულებელყოფამ შეიძლება სერიოზული არასასურველი შედეგები მოგვცეს. მაგალითად, სასოფლო-სამეურნეო სავარგულებს (აგროცენოზებს) ემერდჯენტობის დაბალი კოეფიციენტი აქვთ. ამის გამო, ძლიერ დაბალია მათი თვითრეგულირებისა და მდგრადობის უნარი. ორგანიზმთა სახეობრივი შემადგენლობის სიღარიბის გამო, ურთიერთკავშირები უმნიშვნელოა. სამაგიეროდ, გაზრდილია ცალკეული არასასურველი სახეობების (სარეველების, მავნებლების) გამრავლების ალბათობა.

ცოცხალი ორგანიზმების მიერ ევოლუციურად გამოქმედებულ საკვების მოპოვების ერთ-ერთ სტრატეგიულ მიმართულებას თანამშრომლობის პრინციპი უდევს საფუძვლად. სახეობის შიგნით ამ პრინციპის მოქმედება სავსებით გასაგებია, რამდენადაც ინდივიდები არსებობისა და კვებისათვის ერთნაირ პირობებსა და რესურსებს საჭიროებენ. ორი განსხვავებული სახეობის საჭიროებები ერთმანეთისაგან განსხვავდება და ამიტომ მათ შორის კოოპერატიული ასოციაციები მხოლოდ იმ შემთხვევაში ფორმირდება, თუ ერთი სახეობა მეორისაგან გარკვეულ სარგებლობას ღებულობს. მაგალითად, მწერები ასეთ ასოციაციებს ყვაილებთან წარმოქმნიან. ყვაილთა რეპროდუქციული ორგანოები ადაპტირებულია მწერების მისაღებად. თესლების გაბნევის მიზნით მცენარეები ცხოველებთან ქმნიან ასოციაციებს [7].

ბუნებრივი გადარჩევის თეორიის ცენტრალური საკითხია კონკურენცია, ანუ საარსებო რესურსებისათვის ბრძოლა. სახეობის შიგნით ინდივიდებს შორის კონკურენციას ინტრასპეციფიკური კონკურენცია ეწოდება. ერთი მცენარის მეორესთან ქიმიური ბრძოლა ალელოპათიის სახელწოდებითაა ცნობილი. თითოეულ მცენარეს გააჩნია გარკვეული საარსებო სივრცე, რომელშიც აგროვებს რესურსებს და გამოყოფს ინჰიბიტორებს (დამთრგუნველებს), რითაც მოცემულ სივრცეში სხვა ინდივიდების ზრდას გამორიცხავს. რესურსების მიმართ ცალკეულ ინდივიდთა სპეციალიზაციამ შეიძლება სათავე დაუდოს ახალი სახეობის წარმოქმნას.

ორ სახეობას შორის კონკურენციისას ბუნებრივმა გადარჩევამ შეიძლება ერთი ან ორი ალტერნატიული შედეგი მოგვცეს: 1. ზოგიერთი სახეობა უფრო ადაპტირებული გახდება რესურსთა გარკვეული სპექტრის მიმართ; 2. ზოგიერთმა სახეობამ კონკურენტებთან შედარებით გააფართოვოს ის სივრცე, რომელშიც უფრო უკეთესად იკვებება და ეფექტურად იყენებს რესურსებს. ეს კონკურენციის გაზრდით, ან მეტი შთამომავლობის (რესურსის ერთეულზე გადაანგარიშებით) მოცემით მიიღწევა [8].

სახეობათა მიერ სიცოცხლის სტრატეგიის შერჩევა არა მარტო გარემოსა და რესურსების შესაბამისად ხდება, არამედ მოქმედი სტრესორებითაც, მაგალითად, საკვების ლეფიციტით, ტოქსინების არსებობით, ნიადაგის ექსტრემალური pH-ით და ა.შ. [9-10]. სახეობათა ძალიან შეზღუდულ რიცხვს შეუძლია წინ აღუდგეს არასასურველ სტრესებს და

მათ სტრეს-ტოლერატორებს უწოდებენ. სწრაფად მზარდ სახეობებს არ შეუძლიათ თავის საცხოვრებელ გარემოში საკმარისი რესურსების მოპოვება, ამიტომ, ოპოზიციასთან კონკურენციაში მათი სტრატეგია ზრდაში გასწრებაში მდგომარეობს.

სახეობათა შორის კონკურენციულ ბრძოლას ადგილი აქვს იქ, სადაც ანთროპოგენური მოქმედებით ერთმანეთს ორი ისეთი სახეობა ზვდება, რომელთაც ადრე კონტაქტი საერთოდ არ ჰქონიათ. ამ შემთხვევაში მოსალოდნელია დაიკარგოს შეტანილი სახეობა, ახალ საცხოვრისთან მისი ნაკლები შეგუებულობის გამო. ადამიანის არამიზანდასახულმა მოღვაწეობამ გარკვეულ საზღვრებს თუ გადააცილა, ეკოსისტემის სრული მოუწესრიგებლობა (ენტროპიის მაქსიმალური ზრდა) და მისი კატასტროფაც კი შეიძლება გამოიწვიოს. ამასთან დაკავშირებით, ცნობილმა ამერიკელმა მეცნიერმა ბ. კომონერმა [11] ოთხი კანონის სახით განაზოგადა ეკოლოგიის, როგორც მეცნიერების სისტემურობა. თავისი არსით ეს კანონები თავისთავად ახალი არ არის, მაგრამ პირველად იქნა უეღრესად მარტივი სახით ფორმულირებული. მათი დაცვა აუცილებელია ეკოლოგიური თვალსაზრისით ადამიანის ბუნებაში ნებისმიერი ჩარევისას. კომონერის პირველი კანონი ბუნებაში მოვლენებისა და პროცესების საყოველთაო კავშირს ასახავს და შემდეგში მდგომარეობს: “ყველაფერი ყველაფერთანაა დაკავშირებული”. მეორე კანონი ნივთიერებისა და ენერჯის შენახვის კანონთა განზოგადებაა და ასე ფორმულირდება: “ყველაფერი სადღაც უნდა მოთავსდეს”. მაგალითად, მდინარეებში მოხვედრილი ქიმიური დამბინძურებლები საბოლოო ჯამში ზღვებსა და ოკეანეებში იყრიან თავს, საიდანაც მათი გარდაქმნის პროდუქტებთან ერთად თავისებური “ეკოლოგიური ბუმერანგის” სახით კვლავ ადამიანს უბრუნდებიან. მესამე კანონი ადამიანის ისეთ მოქმედებას ითვალისწინებს, რომელიც აუცილებლად უნდა შეესაბამებოდეს ბუნებრივ პროცესებს და იმყოფებოდეს ბუნებასთან თანამშრომლობაში (კოადაპტაციაში), რადგან „ბუნებამ უკეთესად იცის“. მეოთხე კანონი ადამიანს აფრთხილებს, რომ მისი ნებისმიერი ქმედება ბუნებაში უკვალოდ არასდროს არ ქრება. მოჩვენებითი სარგებლიანობა შეიძლება საზიანოდ შემობრუნდეს. განსაზღვრული ეკონომიკური დანახარჯების გარეშე ბუნების დაცვა და მისი რესურსების რაციონალური გამოყენება უაზრობაა, რადგან “შუქთად არაფერი მოდის”, იაფფასიან ბუნებით სარგებლობას ადგილი არ უნდა ჰქონდეს. ჩვენ თუ არ გადავიხდით, ჩვენს მომავალ თაობას

მრავალჯერადად მოუწევს გადახდა.

1.3 ბიოსფეროს ცნება და მისი ფუნქციონირების კანონზომიერებები; ცოცხალი ნივთიერება

ტერმინი “ბიოსფერო” სამეცნიერო ლიტერატურაში 1875 წლიდან არსებობს (ე. ზიუსი). ამ ცნებაში ატმოსფეროს, ჰიდროსფეროსა და ლითოსფეროს (დედამიწის მყარი გარსის) ის სივრცე იგულისხმება, რომელშიც ცოცხალი ორგანიზმები ბინადრობენ. ბიოსფეროს ცნებისა და მისი თვისებების განხილვისას არ შეიძლება გვერდი ავუაროთ ვ. ვერნადსკის [12] შრომებს, რომელმაც პირველმა დაამუშავა წარმოდგენები ბიოსფეროზე, როგორც დედამიწის ერთიან გლობალურ სისტემაზე, სადაც გეოქიმიურ და ენერგეტიკულ გარდაქმნათა მიმდინარეობას უპირველეს ყოვლისა სიცოცხლე განსაზღვრავს. ბიოსფერო ჩვენი პლანეტის ის ნაწილია, რომელშიც სიცოცხლე არსებობს. ბუნებაში არაა იმაზე მძლავრი გეოლოგიური ძალა, ვიდრე ცოცხალი ორგანიზმები და მათი ცხოველმოქმედების პროდუქტები. მათ პირველხარისხოვანი შემოქმედებითი როლი აკისრიათ ნივთიერებათა წრებრუნვაში, მთის ჯიშთა დაშლის პროცესებში, დედამიწის წყლოვან და ატმოსფერულ რეჟიმთა ჩამოყალიბებაში და ა.შ.

ბიოსფეროს იმ ნაწილს, რომელშიც დღეს ცოცხალი ორგანიზმები გვხვდებიან, თანამედროვეს ანუ ნეობიოსფეროს უწოდებენ, ხოლო ძველთაძველ ბიოსფეროებს პალეობიოსფეროებს აკუთვნებენ. ნეობიოსფეროს საზღვრები ატმოსფეროში 25-30 კმ სიმაღლეზე, ოზონის ეკრანამდეა, რომლის იქითაც სიცოცხლე შეუძლებელია კოსმოსური სხივების დამლუპველი მოქმედების გამო. ლითოსფეროში სიცოცხლე რამდენიმე მეტრამდე აღწევს და ძირითადად ნიადაგური ფენითაა წარმოდგენილი. დადგენილია, რომ მსოფლიო ოკეანის მთელი სიღრმე სიცოცხლით ხასიათდება.

ბიოსფერო პირდაპირი და უკუ (დადებითი, უარყოფითი) კავშირების მქონე სისტემას წარმოადგენს, რომელთა საშუალებითაც იგი ფუნქციონირებისა და მდგრადობის მექანიზმებს აყალიბებს. მისი ცენტრალური როლი სიცოცხლეა. ეს ფაქტორი ადამიანის მიერ ხშირად არასათანადოდ ფასდება და ბიოსფეროს ცენტრალურ როლად მხოლოდ

ერთ სახეობას – ადამიანს (ანთროპოცენტრიზმი) მიიჩნევს. ბიოსფეროს არსებობა წარმოუდგენელია გარედან ენერჯის მუდმივი მიწოდების გარეშე. ამდენად, იგი ღია თერმოდინამიკური სისტემაა. დედამიწაზე და ბიოსფეროში მიმდინარე მრავალი მოვლენა მჭიდრო კავშირშია მზის აქტივობასთან. არსებობს მეცნიერული დასაბუთება, რომ ცალკეული სახეობებისა და პოპულაციების მკვეთრი ზრდა (“სიცოცხლის ტალღები”), მზის აქტივობის ცვლილებათა შედეგია. გამოთქმულია მოსაზრებები იმის შესახებაც, რომ მზიური რადიაცია მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს გეოლოგიურ პროცესებზე (კატაკლიზმები, კატასტროფები) და ადამიანთა სოციალურ აქტიურობაზე.

ბიოსფერო თვითრეგულირებადი სისტემაა, რაც მის ორგანიზებულობაში მდგომარეობს. ამ თვისებას, როგორც ითქვა, ჰომეოსტაზს უწოდებენ. ესაა სისტემის უნარი, დაუბრუნდეს საწყის მდგომარეობას, ან ჩააქროს აღძრული შემოთქმებები. სხვაგვარად რომ ითქვას, ჰომეოსტაზი ემორჩილება ლე-შატელიე-ბრაუნის პრინციპს: მდგრად, წონასწორობაში მყოფ სისტემაზე ზემოქმედებისას წონასწორობა იხრება მისი დამრღვევი ფაქტორის საწინააღმდეგო მიმართულებით. თანამედროვე ეკოლოგიური სიტუაციების საფრთხე იმაში მდგომარეობს, რომ მსხვილი რევიონალური მასშტაბის ღონისძიებათა განხორციელებისას ადგილი აქვს ჰომეოსტაზის მექანიზმებისა და მდგრადი წონასწორობის რღვევის ფაქტებს. საბედნიეროდ, გლობალური კრიზისის სტადიამდე ბიოსფეროს ჯერ არ მიულწვია.

ბიოსფეროს მნიშვნელოვანი თვისებაა მრავალფეროვნება. მასთან დაკავშირებულია დუბლირების, ურთიერთდაზღვევის, ერთი რგოლის მეორით შეცვლის (სახეობრივ ან პოპულაციურ დონეზე) შესაძლებლობები, კვების კავშირთან სიმტკიცის ხარისხი და სხვ. ნებისმიერი ეკოსისტემისა და მთლიანად ბიოსფეროს მდგრადობაში მრავალფეროვნება განიხილება როგორც აუცილებელი პირობა. ეს თვისება იმდენად უნივერსალურია, რომ კანონის ძალა აქვს მინიჭებული (უ. ეშბის კანონი). ბიოსფეროს გააჩნია მექანიზმები, რომელთა საშუალებითაც იგი ამოუწურავი რაოდენობის ნივთიერებათა წრებრუნვას აწარმოებს და ამით ნივთიერებათა ცვლის პროცესთა უსასრულობას უზრუნველყოფს. გამოჩენილი ფიზიოლოგის ჟოზეფ ბარკროფტის ნათქვამით: “ბუნებამ ისწავლა ბიოქიმიური სიტუაციის იმგვარად გამოყენება, რომ გაექცეს არენიუსის განტოლების ერთგვარი ზეგავლენის ტირანიას. მას შეუძლია სასიცოცხლო პროცესების

მანიპულირება იმდენად, რომ ქიმიურ სიტუაციას კი არ ემორჩილება, არამედ მართავს მას”.

ბიოსფეროს საფუძველია ცოცხალი ნივთიერება. ეს ტერმინიც ვ. ვერნადსკის [13] მიერაა შემოღებული და მასში იგულისხმება ყველა ცოცხალი ორგანიზმის ერთობლიობა, გამოსახული მასით, ენერჯითა და ქიმიური შემადგენლობით. მზის ენერჯის დაკავშირება და მისი ქიმიურ ენერჯიად გარდაქმნა ცოცხალი ნივთიერების პლანეტური ფუნქციაა. მას მრავალი უნიკალური თვისებები გააჩნია, რომელთაგან მნიშვნელოვანია:

- სწრაფად ავსებს ბიოსფეროს თავისუფალ სივრცეს
- მდგრადია სიცოცხლეში და სწრაფად იშლება სიკვდილის შემდეგ
- აქვს მაღალი შეგუების (ადაპტაციის) უნარი
- ახასიათებს რეაქციათა წარმართვის ფენომენალურად მაღალი სიჩქარე
- ხასიათდება განახლების მაღალი სიჩქარით
- ახასიათებს პასიური და აქტიური მოძრაობა
- ცოცხალი ნივთიერება მატერიის ყველაზე აქტიური ფორმაა.

1.4 ორგანიზმთა ბინადრობის გარემო და ადაპტაციის ფენომენი

ბინადრობის გარემო ბუნების ნაწილია, რომელშიც ცოცხალ ორგანიზმს უხდება არსებობა და რომელთანაც უშუალო კავშირით იერთობაშია. თავისი ბუნებით საარსებო გარემო მრავალფეროვანი, რთული და ცვალებადია. ამის გამო მუდმივად მიმდინარეობს ორგანიზმთა შეგუების (ადაპტაციის) პროცესი და მათი ცხოველქმედება ამ ცვლილებათა შესაბამისად რეგულირდება.

ტერმინის “ბინადრობის გარემოს” სინონიმებად ეკოლოგიაში ხშირად ვხვდებით ცნებებს “ბინადრობის ადგილი”, “საარსებო გარემო”, “ეკოლოგიური გარემო”, “გარემომცველი ბუნება” და ა.შ. ვფიქრობთ, რომ თავისი სიღრმით ამ ცნების არსი გაცილებით სრულად და შესანიშნავად ერთი ქართული სიტყვით – “საცხოვრისით” შეიძლება გამოხატულიყო. მასში არა მარტო საცხოვრებელი ადგილი, არამედ ის აუცილებელი საარსებო გარემო პირობებიც იგულისხმება, რაც ცოცხალისთვისაა საჭირო.

ტერმინების სიუხვის მიუხედავად ბოლო პერიოდში პოპულარულად ქცეული “ბინადრობის გარემოს” ცნებაში, როგორც წესი, ის გარემო

იგულისხმება. რომელიც მთლიანად თუ არა, ნაწილობრივ მაინც ადამიანის მიერაა შეცვლილი. ამიტომ, ამ ცნებასთან აზრობრივად ახლოსაა ტერმინები “ტექნოგენური” ან “ანთროპოგენური გარემო”. მხოლოდ ბუნებრივი გარემო, ანუ გარემომცველი ბუნებაა ადამიანისაგან ხელშეუხებელი ან მცირედ შეცვლილი.

ცოცხალმა ორგანიზმებმა პლანეტაზე ბინადრობის ოთხი ძირითადი გარემო აითვისეს, რომლებიც პირობების სპეციფიკით ერთმანეთისაგან ძლიერ განსხვავდებიან. წყლოვანი სივრცე პირველადია, რომელშიც ჩაისახა და გავრცელდა სიცოცხლე. შემდგომში ორგანიზმები ხმელეთსა და ჰაერის სივრცეს დაუფლნენ, შექმნეს და ჩასახლდნენ ნიადაგში. მეოთხე სპეციფიურ გარემოს თვით ცოცხალი ორგანიზმები ქმნიან. მათში მაცხოვრებელი პარაზიტებისათვის თუ სიმბიონტებისათვის ისინი მთელ სამყაროს წარმოადგენენ.

გარემოსადმი ორგანიზმების შეგუებას ადაპტაციას უწოდებენ. ადაპტაციის უნარი ცოცხალის უძირითადესი თვისებაა, რადგან თვით მის არსებობას, გადარჩენას და გამრავლებას უზრუნველყოფს. ეს ფენომენი სხვადასხვა დონეზე მულაუნდება: უჯრედის ბიოქიმიური და ცალკეულ ორგანიზმთა ქცევიდან დაწყებული, ეკოლოგიური სისტემის აღნაგობითა და ფუნქციონირებით დამთავრებული. ადაპტაცია ჩნდება და იცვლება სახეობათა ევოლუციის პროცესში. ეკოლოგიაში არსებობს ადაპტაციის (შეგუებულობის ზრდის) საპირისპირო – აბაპტაციის (შეგუებულობის წართმევის) ცნება. ამის აღნიშვნა დაგვიჭირდა ერთი მეტად საგულისხმო და არცთუ აზრს მოკლებული მტკიცების წარმოსადგენად. თვლიან, რომ არსებული თაობა “ადაპტირებულია” იმ პირობებით, რომელშიც წინა თაობები ცხოვრობდნენ. წარსულის პირობები ფილტრია, რომლითაც აწმყოში გაიცრა ზოგიერთ თვისებათა შეთანაწყობა. ახლანდელ პირობებთან ორგანიზმები „მორგებული“ არიან იმდენად, რამდენადაც ეს პირობები წარსულისას ჰგვანან. „ადაპტაცია“ სტოვებს ყალბ შთაბეჭდილებას, რადგან ორგანიზმები არ არიან ადაპტირებული არც აწმყოსა და არც მომავლის მიმართ. ისინი საკუთარი წარსულის ცოცხალ შედეგს წარმოადგენენ და თავისი წარსულით არიან ადაპტირებულნი [14]. ვერაფერს ვიტყვით, მართლაც საინტერესო თვალსაზრისია.

ორგანიზმებზე გარემოს გავლენა ცალკეული ფაქტორების საშუალებით ფასდება. ეკოლოგიურ ფაქტორებში გვხვდება ნებისმიერი

ელემენტი ან გარემო პირობა, რომლებზედაც ორგანიზმები შეგუებულობის რეაქციებით ანუ ადაპტაციებით პასუხობენ. ამ რეაქციების მიღმა ფაქტორთა ლეტალური (მომაკვდინებელი) მნიშვნელობებია. სხვადასხვა ფაქტორები ორგანიზმებისათვის შეიძლება აუცილებელი, ან პირიქით, მავნე იყოს; ხელს უწყობდნენ ან უშლიდნენ მათ არსებობასა და გამრავლებას. ეკოლოგიურ ფაქტორებს აბიოტურ, ბიოტურ და ანთროპოგენურ ფაქტორებად ყოფენ.

აბიოტური ანუ ფიზიკურ-ქიმიური ფაქტორები არაცოცხალი ბუნების დამახასიათებელი თვისებაა. მათ მიეკუთვნება კლიმატური, ატმოსფერული, ნიადაგური (ელაფიური), გეომორფოლოგიური (ოროგრაფიული), ჰიდროლოგიური და სხვ. პირობები. ისინი პირდაპირ, ან არაპირდაპირ მოქმედებენ ცოცხალ ორგანიზმებზე.

ბიოტური ფაქტორები ცოცხალი ბუნების თვისებაა. ესაა ცალკეულ ორგანიზმთა ურთიერთქმედება, ან ერთი თანასახოგადობის მეორეზე მოქმედება. ეს ზემოქმედება შეიძლება იყოს მცენარის (ფიტოგენური), ცხოველის (ზოოგენური), მიკროორგანიზმების ან სოკოების მხრიდან.

ანთროპოგენური ფაქტორი ადამიანის მოღვაწეობის თვისებაა. მას მიეკუთვნება ორგანიზმებზე პირდაპირი (მაგალითად, თევზის რეწვა, მონადირეობა და სხვ.), ან არაპირდაპირი (მაგალითად, გარემოს დაბინძურება, მცენარეული საფარის განადგურება, კაშხალების მშენებლობა და სხვ.) ზემოქმედება.

ცოცხალ ბუნებაზე ადამიანის ზემოქმედება აბიოტური ფაქტორებისა და სახეობათა შორის კავშირების ცვლილებებში ვლინდება. ამდენად, ადამიანის მოღვაწეობა განსაკუთრებულ ძალას წარმოადგენს, რომელიც განხილულ კლასიფიკაციაში არ თავსდება. სადღეისოდ დედამიწის ყოველი ცოცხალი არსების და ყოველი სახეობის ბედი პრაქტიკულად ადამიანთა საზოგადოების ხელშია და ანთროპოგენურ ზემოქმედებაზეა დამოკიდებული.

არსებობს ფაქტორთა კლასიფიკაცია, რომელიც მათი მოქმედების მიმართულებას ეყრდნობა. ამ მხრივ გამოყოფენ ფაქტორებს, რომლებიც მკაცრი პერიოდულობით მორდებიან (დღეღამური ცვლა, წლის სეზონურობა, ოკეანეთა მოქცევები და სხვ.) და ფაქტორებს, რომელთაც მკაცრი პერიოდულობა არ ახასიათებთ და დროდადრო მოქმედებენ (ამინდის ცვლილებები, წყალდიდობები, გრივალბები, მიწისძვრები და სხვ.). ფაქტორთა შემდეგი ჯგუფი მკაცრი პერიოდულობის გარეშეა და ამავე დროს

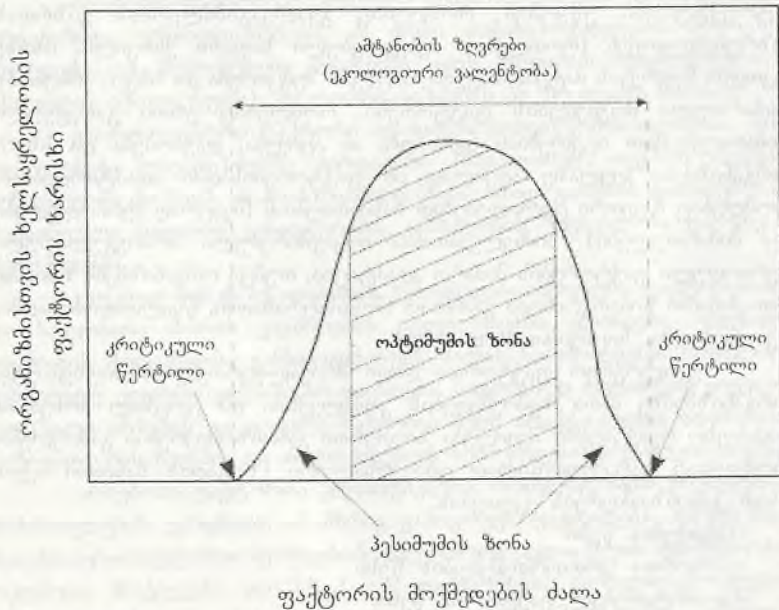
განუსაზღვრელად მოქმედებს. მათ აკუთვნებენ სწორედ ყველაზე სახიფათო ანთროპოგენურ ფაქტორებს, თუმცა უნდა ითქვას, რომ ორგანიზმები მათ შეიძლება საერთოდ არ შეხვდნენ. ადაპტაციის თვალსაზრისით ყველაზე დიდ სირთულეებს ეს ფაქტორები ქმნიან, რადგან მათი ბუნება საკმაოდ რთულია. ორგანიზმი მათთვის მზად არაა, რადგან ევოლუციის პროცესში სახეობა ასეთ ფაქტორებს ჯერ არ შეხვედრია, ან იმდენად იშვიათად ხვდებოდა, რომ ვერ ჰპოვა ასახვა ორგანიზმების გენეტიკურ აპარატში. ამაში მდგომარეობს ანთროპოგენური ფაქტორების ძირითადი სპეციფიკა და ანტიეკოლოგიურობა. ცალკეულ შემთხვევებში ორგანიზმებს შეუძლიათ ასეთი ფაქტორების მიმართ ე.წ. პრეადაპტაციის მექანიზმების გამოყენება, ანუ ისეთი მექანიზმების ამოქმედება, რომლებიც მათ სხვა ფაქტორთა მიმართ აქვთ გამოუმუშავებული. მაგალითად, ჰაერის ქიმიური დამბინძურებლების მიმართ მცენარის მდგრადობას ხელს ისეთი სტრუქტურები უწყობენ, რომლებიც გვალვავადმძლეობის გაზრდას უზრუნველყოფენ (ფოთლების შესქელებული საფარი ქსოვილი, მათზე ცვილის ნაფრქვის მატება, ბავეთა რიცხვის შემცირება და სხვ.). არსებობს მიმართული მოქმედების ფაქტორები, რომლებიც ერთი გარკვეული მიმართულებით იცვლებიან (დათბობა ან აცივება, დაჭაობება და სხვ.). ორგანიზმები ყველაზე ადვილად იმ ფაქტორებისადმი ადაპტირდებიან, რომლებიც მკვეთრი ცვლილებებით ხასიათდებიან (მკაცრად პერიოდულები და მიმართულები). სიძნელებითანაა დაკავშირებული არარეგულარულ-პერიოდული ფაქტორების მიმართ ადაპტაცია, თუმცა ორგანიზმებს ხშირად მათ მიმართ წინათგრძნობა გააჩნიათ (მიწისძვრისადმი, წყალდიდობისადმი, გვალვისადმი, სიცივისადმი და სხვ.).

ეკოლოგიურ ფაქტორთა დიდი მრავალფეროვნების მიუხედავად, ორგანიზმებზე მათი ზემოქმედების კომპლექსში და ცოცხალ არსებათა საპასუხო რეაქციებში შეიძლება ზოგიერთი კანონზომიერების გამოვლენა, რომელთაც გარკვეულწილად უნივერსალური (ზოგადი) ხასიათი აქვთ. ასეთ კანონზომიერებს ეკუთვნის:

- ოპტიმუმის წესი
- ფაქტორთა ურთიერთქმედების წესი
- მალიმიტირებელ ფაქტორთა წესი.

ოპტიმუმის წესის თანახმად ორგანიზმისათვის ან მისი განვითარების განსაზღვრული სტადიისათვის არსებობს ოპტიმალური

მნიშვნელობების დიაპაზონი. ცვალებადი ფაქტორის მოქმედების საბოლოო შედეგი. უპირველეს ყოვლისა, მისი გამოვლენის ძალაზეა დამოკიდებული. ფაქტორის როგორც უკმარისობა, ასევე სიჭარბე, უარყოფითად მოქმედებს ორგანიზმის ცხოველყოფილობაზე. ზემოქმედების კეთილსასურველ ძალას ეკოლოგიური ფაქტორის ოპტიმუმის ზონა, ანუ მარტივად ოპტიმუმი ეწოდება. რაც უფრო მეტია ოპტიმუმიდან გადახრა, მით უფრო აშკარადაა გამოხატული ორგანიზმზე მოცემული ფაქტორის დამორგუნველი მოქმედება (პესიმუმის ზონა). ფაქტორის მაქსიმალური და მინიმალური ასატანი მნიშვნელობები კრიტიკული წერტილებია, რომელთა მიღმა არსებობა უკვე შეუძლებელია. კრიტიკულ წერტილებს შორის ამტანობის ზღვარს კონკრეტული ფაქტორის მიმართ ცოცხალ არსებათა ეკოლოგიური ვალენტობა ეწოდება (სურათი 1) [2].



სურათი 1. ფაქტორის მოქმედების შედეგები. "ოპტიმუმის წესი" [2].

ოპტიმუმის ზონასთან პოპულაციის მაქსიმალური სიმჭიდროვეა შეთანაწყობილი. განსხვავებული ორგანიზმებისათვის ოპტიმუმის ზონა არაერთნაირია. ზოგიერთისათვის მათ მნიშვნელოვანი დიაპაზონი გააჩნიათ. ასეთ ორგანიზმებს ვერებიონტების (ბერძნ. ვერი – ფართო) ვგუფს აკუთვნებენ; ორგანიზმები, რომელთაც ფაქტორებისადმი ადაპტაციის ვიწრო დიაპაზონი აქვთ, სტენობიონტებს (ბერძნ. სტენოს – ვიწრო) მიეკუთვნებიან. ორგანიზმები თავის პოტენციურ შესაძლებლობებს იმ შემთხვევაში ამჟღავნებენ, თუ მათ ფაქტორთა ოპტიმალური მნიშვნელობების სრული სპექტრის პირობებში უხდებათ არსებობა.

ვერებიონტი ორგანიზმები ფართო ეკოლოგიური ვალენტობის ვგუფს შეადგენენ. ტერმინ „ვალენტობის“ სინონიმია ტოლერანტობა (ლათ. ტოლერანცია – მოთმენა) ან პლასტიკურობა (ცვალებადობა). ეს მახასიათებლები მნიშვნელოვნადაა დამოკიდებული გარემოზე, რომელშიც ორგანიზმები ბინადრობენ. გარემო თავისი თვისებებით თუ შედარებით სტაბილურია (ცალკეულ ფაქტორთა რხევის ამპლიდუტა მცირეა), მასში მეტი სტენობიონტები იქნება (მაგალითად, წყლოვან გარემოში); დინამიკური თვისებების მქონე გარემოში (მაგალითად, წყალი-ხმელეთი) გადარჩენის მეტი შანსი ვერებიონტებს გააჩნიათ. ოპტიმუმის ზონა (ეკოლოგიური ვალენტობა) თბილსისხლიანებს უფრო აქვთ, ვიდრე ცივისსხლიანებს.

ფ ა ქ ტ ო რ თ ა უ რ თ ი ე რ თ ქ მ ე დ ე ბ ი ს წ ე ს ი ს არსი იმაში მდგომარეობს, რომ ერთ ფაქტორს შეუძლია გააძლიეროს ან შეასუსტოს სხვა ფაქტორის მოქმედების ეფექტი. მაგალითად, მცენარის ჭკნობა შეიძლება შეჩერებულ იქნას ან ნიადაგში ტენის გაზრდით, ან ჰაერის ტემპერატურის დაქვეითებით (აორთქლების შემცირებით). ამ შემთხვევაში ფაქტორთა ურთიერთჩანაცვლების ეფექტი იქმნება; ამასთან, ფაქტორთა ურთიერთკომპენსაციას გარკვეული ზღვარი აქვს და ერთი ფაქტორის მეორით სრული შეცვლა არ ხდება. უწყლობა ან კვების თუნდაც ერთი რომელიმე მინერალური ელემენტის ნაკლებობა მცენარის სიცოცხლეს ხშირად შეუძლებელს ხდის, ან მნიშვნელოვანად თრგუნავს. სასოფლო-სამეურნეო პრაქტიკაში, ეკოლოგიურ ფაქტორთა ურთიერთქმედების გათვალისწინებით, შეიძლება უნარინად იქნას შერჩეული მცენარესთან და ცხოველთან დამოკიდებულების ოპტიმალური პირობები.

მ ა ლ ი მ ი ტ ი რ ე ბ ე ლ ფ ა ქ ტ ო რ თ ა წ ე ს ი ს არსი იმაში მდგომარეობს, რომ ფაქტორი, რომელიც უკმარისად ან ჭარბადაა (კრიტიკულ წერტილებთან ახლოს იმყოფება), უარყოფითად მოქმედებს

ორგანიზმზე. გარდა ამისა, იგი ზღუდავს სხვა ფაქტორთა მოქმედების ძალას. განსაკუთრებით ოპტიმუმის ზონაში მყოფი ფაქტორებისას. მაღლიმიტირებული ფაქტორები ჩვეულებრივ განსაზღვრავენ სახეობების (პოპულაციების) გავრცელების არეალს. მათზეა დამოკიდებული ორგანიზმებისა და თანასაზოგადოებების პროდუქტიულობა. ამიტომ, უაღრესად მნიშვნელოვანია მინიმალური და ჭარბი მნიშვნელობის ფაქტორების დროული გამოვლენა, მათი მოქმედების შესაძლებლობათა გამორიცხვა (მაგალითად, მცენარისათვის – ნიადაგში სასუქთა ბალანსირებული შეტანა). ადამიანი თავისი მოღვაწეობით ხშირად არღვევს მაღლიმიტირებული ფაქტორების მოქმედების კანონზომიერებებს (ბინადრობის გარემოს მოშლა, წყლოვანი და მინერალური კვების რეჟიმის დარღვევა და ა.შ.).

1.5 ორგანიზმთა ადაპტური ბიოლოგიური რიტმები. ფოტოპერიოდიზმი

ცოცხალი ბუნების ერთ-ერთი უმნიშვნელოვანესი თვისება მასში მიმდინარე პროცესთა უმრავლესობის ციკლურობაა. უჯრედიდან ბიოსფერომდე სიცოცხლე გარკვეულ რიტმებს ემორჩილება. ნებისმიერი ორგანიზმისათვის ბუნებრივი რიტმები შეიძლება დაიყოს შინაგანად (საკუთარ ცხოველმყოფელობასთან დაკავშირებული) და გარეგანად (საცხოვრისის ციკლური ცვლილებები). შინაგანი ციკლები უპირველეს ყოვლისა ორგანიზმის ფიზიოლოგიური რიტმებია. არც ერთი პროცესი უწყვეტად არ მიმდინარეობს. რიტმულობა შეინიშნება მეტაბოლიზმის ყველა უბანზე: ღნმ-ის, რნმ-ის, პოლისაქარიდებისა და ცილის (მაკრომოლეკულების) ბიოსინთეზში, ფერმენტულ კატალიზში და საერთოდ, მთლიან შიდაუჯრედულ პლასტიკურ და ენერგეტიკულ ცვლაში. ეს ენდოგენური რიტმებია, რომელთაც საკუთარი პერიოდი გააჩნიათ და გარეშე ფაქტორების გავლენით მათი შეცვლა პრაქტიკულად ან შეუძლებელია, ან მხოლოდ ვიწრო ზღვრებში ხერხდება. ყველა შინაგანი რიტმი მთლიან სისტემაშია ინტეგრირებული და საბოლოო ჯამში ორგანიზმის ქცევის ზოგად პერიოდულობად გვევლინება. თავისი ფიზიოლოგიური ფუნქციების განხორციელებისას ორგანიზმები თითქოს დროის ათვლას აწარმოებენ, როგორც შინაგანი, ასევე გარეგანი რიტმის გარეგანი ფაზა დროზეა დამოკიდებული. დრო წარმოადგენს იმ უმნიშვნელოვანეს ეკოლოგიურ

ფაქტორს. რომელზეც ორგანიზმებმა ბუნების გარეგან ციკლურ ცვლილებებთან შეგუებისას აუცილებლად რეაგირება უნდა მოახდინონ.

ძირითადი გარეგანი რიტმები გეოფიზიკური ბუნებისაა, რადგან მზის გარშემო დედამიწის ბრუნვას და დედამიწის გარშემო მთვარის ბრუნვას უკავშირდება. ამ ბრუნვათა გავლენით კანონზომიერად იცვლება ჩვენს პლანეტაზე მრავალი ისეთი ეკოლოგიური ფაქტორი, როგორიცაა სინათლის რეჟიმი, ტემპერატურა, წნევა, ჰაერის ტენიანობა, ატმოსფეროს ელექტრომაგნიტური ველი, ოკეანეთა მიმოქცევები და სხვ. ცოცხალ ბუნებაზე ისეთი კოსმოსური რიტმებიც ახდენენ გავლენას, როგორც მზის აქტივობის პერიოდული ცვლილებებია. არსებითად მზის რადიაცია განსაზღვრავს ჩვენი პლანეტის კლიმატს. ორგანიზმთა ცხოველმყოფელობაში აღძრული მთელი რიგი ცვლილებები პერიოდით გარეგან გეოფიზიკურ ცვლილებებს ემთხვევა. ეს ე.წ. ადაპტური ბიოლოგიური რიტმებია. ორგანიზმთა ისეთი ბიოლოგიური ფუნქციები, როგორიცაა კვება, ზრდა და გამრავლება, დღე-ღამისა და წლის ყველაზე კეთილსასურველ დროს ემთხვევა. ადაპტური ბიოლოგიური რიტმები რეგულარულ ეკოლოგიურ ცვლილებებთან ცოცხალ არსებათა ფიზიოლოგიის შესაგუებლად წარმოიშვა [15].

დღის ხანგრძლივობაზე (განათების დროზე) ორგანიზმის რეაქციას ფოტოპერიოდიზმი ეწოდება. განათების დრო წარმოადგენს ზრდა-განვითარების როგორც პირობას, ასევე სიგნალურ ფაქტორს, რომელიც ორგანიზმებს ქცევის რომელიღაც ფაზის დადგომაზე მიანიშნებს. ფოტოპერიოდიზმი დამოკიდებულია არა განათების ინტენსივობაზე, არამედ დღე-ღამის ნათელი და ბნელი პერიოდების შენაცვლევათა რიტმზე. მაგალითად, დღის ხანგრძლივობის შემცირება ორგანიზმთა ზამთრისათვის მომზადების სიგნალს წარმოადგენს. ამ დროს ხდება უჯრედული წვენი კონცენტრაციის ზრდა, საკვებ ნივთიერებათა მომარაგება, ფოთოლცვენა და სხვ.

არჩვენ ფოტოპერიოდულობის ორი ტიპის რეაქციას: მოკლედღიანს და გრძელდღიანს. დღის სიგრძე წლის დროის გარდა ადგილის გეოგრაფიულ მდებარეობაზეცაა დამოკიდებული. მოკლედღიანი სახეობები ძირითადად დაბალ განედებზე, ხოლო გრძელდღიანები – ზომიერ და მაღალ განედებზე ბინადრობენ. ამგვარად, ფოტოპერიოდიზმის ტიპი სახეობის ეკოლოგიური და არა სისტემატიკური თვისებებზეა. იგი მემკვიდრულად განმტკიცებული და გენეტიკურად განპირობებული თვისებაა. ბუნების სეზონურობის

კანონზომიერებებს ეკოლოგიის გამოყენებითი დარგი – ფენოლოგია (ბერძნულიდან პირდაპირი თარგმანით – მეცნიერება მოვლენების შესახებ) შეისწავლის.

დღის ხანგრძლივობის გარდა, ორგანიზმები ევოლუციურად ბუნების სხვა მოვლენების მიმართაც ადაპტირდებიან. ეს განსაკუთრებით ისეთ მოვლენებს ეხება, რომლებიც მკაცრი პერიოდულობით მეორდებიან. გარემოს შეცვლის ან ორგანიზმთა გადაადგილების გზით შესაძლებელია ბიოლოგიური რიტმების დარღვევა.

1.6 ორგანიზმთა ურთიერთობის ეკოსისტემური დონე

ეკოსისტემური კავშირები ევოლუციური პროცესის მიმდინარეობის შედეგად ჩამოყალიბდა. ამ კავშირთა ნებისმიერი დარღვევა უკვალოდ არ რჩება და ალღენისათვის ხანგრძლივი დროა საჭირო. ამ კავშირებისა და მათი დარღვევით გამოწვეული შედეგების ცოდნის გარეშე, ადამიანის ეკოლოგიურად ოპტიმალური ქცევა წარმოუდგენელია. საჭიროა ერთმანეთისაგან განვასხვაოთ ბუნებაში ორგანიზმთა ურთიერთკავშირისა და ურთიერთდამოკიდებულების ცნებები.

ურთიერთკავშირი, ჩვეულებრივად “ინტერესების” მიხედვით კლასიფიცირდება, რომლის საფუძველზეც ორგანიზმები თავის ურთიერთობებს აკებენ. კავშირის ყველაზე გავრცელებული ტიპი კვების ინტერესებს ეფუძნება. კავშირების ამ ტიპში გამოიყოფა ერთი ორგანიზმის კება მეორით, ან მისი ცხოველმოქმედების პროდუქტებით (მაგალითად, ექსკრემენტებით); კება მსგავსი საკვებით (მაგალითად, მკვდარი ორგანიზმი ნივთიერებებით). კავშირების ამ ტიპით ერთიანდებიან მცენერეები და მწერები, რომლებიც მათ ყვავილებს ამტკვრიანებენ. ტროფიკული კავშირების ბაზაზე იქმნება კვებითი ჯაჭვები, რომლებიც ერთის მეორით მკვებავ ორგანიზმებს აერთიანებენ.

კავშირები, რომლებიც საცხოვრისის გამოყენებას ეფუძნება, ტოპიკურის (ბერძნ. *ტოპოს* – ადგილი) სახელითაა ცნობილი. კავშირის ასეთი ტიპი მყარდება ცხოველებსა და მცენარეებს შორის, რომლებიც მათ თავშესაფარს ან საცხოვრისს სთავაზობენ (მაგალითად, მწერები, რომლებიც ხეების ქერქის ნაპრალებში იმალებიან).

კავშირის შემდეგი ტიპი ფორიულს (ლათ. *ფორას* – გარეთ) წარმოადგენს. იგი იმ შემთხვევაში მყარდება, თუ ერთი ორგანიზმი მეორის

გავრცელებაში მონაწილეობს (ცხოველის მიერ მცენარის თესლებისა და ნაყოფების გადატანა).

ორგანიზმთა ურთიერთდამოკიდებულების კლასიფიკაცია ემყარება პრინციპს, რომლითაც ისინი კონტაქტისას ნაცვალებით ახდენენ ერთმანეთზე ურთიერთგავლენას. ამ ურთიერთქმედებას ხშირად მათემატიკური ნიშნებით – „+“ -ით (დადებითი), „-“ -ით (უარყოფითი) ან „0“ -ით (ნეიტრალური) გამოსახავენ.

ურთიერთდამოკიდებულება თუ ორივე პარტნიორისათვის მომგებიანია (+, +), ადგილი ექნება სიმბიოზის ანუ მუტუალიზმის მოვლენას. ასეთი კავშირის ხარისხი განსხვავებულია. მთელ რიგ შემთხვევებში ორგანიზმები იმდენად მჭიდროდ არიან ერთმანეთთან დაკავშირებული, რომ ერთიან ორგანიზმად ფუნქციონირებენ. მაგალითად, წყალმცენარე სოკოს ფოტოსინთეზის პროდუქტებს აწვდის, ხოლო სოკო წყალმცენარეს მინერალური ნივთიერებებით უზრუნველყოფს.

ურთიერთდამოკიდებულება, რომელიც დადებითია ერთი სახეობისათვის და უარყოფითი მეორისათვის (+, -), მტაცებლობად და პარაზიტობად ხასიათდება. ურთიერთდამოკიდებულება, რომელიც ორივე პარტნიორისათვის უსარგებლოა (-, -), კონკურენციას წარმოადგენს. ეს უკანასკნელი მით უფრო ძლიერია, რაც უფრო ახლოა ორგანიზმთა მოთხოვნები იმ ფაქტორებისა და პირობების მიმართ, რისთვისაც ისინი კონკურირებენ.

ურთიერთდამოკიდებულების შედარებით ნაკლებად გავრცელებული ტიპია კომენსალიზმი (ფრანგ. *კომენსალ* – თანამეინახე) – დამოკიდებულება, რომელიც დადებითია ერთისა და განურჩეველია მეორე ორგანიზმისათვის (+, 0). ერთი ორგანიზმი მეორის “ნასუფრალით” სარგებლობს (მაგალითად, ლომებისა და ტურების ურთიერთდამოკიდებულება).

1.7 ეკოლოგიური ნიში

ეკოსისტემებში არსებული სხვადასხვა სახის კავშირებისა და მათი ფუნქციონირების განმსაზღვრელი მექანიზმების შეცნობისათვის დიდი მნიშვნელობა ენიჭება ისეთ უძირითადეს ცნებას, როგორცაა ეკოლოგიური ნიში. ყოველ სახეობას ან მის ნაწილს (პოპულაციას, სხვადასხვა რანგის დაჯგუფებას) გარემოში განსაზღვრული ადგილი უკავია. ცხოველთა ამა

თუ იმ სახეობას არ შეუძლია თვითნებურად იცვალოს კვების რაციონი ან კვების დრო, გამრავლების ადგილი, თავშესაფარი და ა.შ. მცენარისათვის პირობების ასეთი განსაზღვრულობა სინათლის ან ჩრდილის სიყვარულში, თანასაზოგადოების ვერტიკალურ დანაწილებაში (გარკვეული იარუსისადმი შეგუებაში), აქტიური ვეგეტაციის დროში და სხვ. გამოიხატება.

მოყვანილი მაგალითები ე.წ. ეკოლოგიური ნიშის ან მისი ცალკეული ელემენტების მაგალითებია. ეკოლოგიურ ნიშში, ჩვეულებრივ, ბუნებაში ორგანიზმების ადგილი და მათი სრული ცხოველქმედება, ანუ როგორც ამბობენ, სიცოცხლის სტატუსი იგულისხმება. გარემო ფაქტორებისადმი დამოკიდებულებით ეს ცნება გაცილებით მრავლის მომცველი და შინაარსობრივად უფრო დატვირთულია, ვიდრე საარსებო გარემო. ამერიკელმა ეკოლოგმა ოდუმმა [16] საარსებო გარემოს ორგანიზმის (სახეობის) "მისამართი", ხოლო ეკოლოგიურ ნიშს მისი "პროფესია" უწოდა. ერთ საარსებო გარემოში, როგორც წესი განსხვავებული სახეობების დიდი რაოდენობა არსებობს. მაგალითად, შერეული ტყე ასეულობით მცენარისა და ცხოველის საარსებო გარემოა, მაგრამ ყოველ მათგანს თავისი, მხოლოდ ერთი "პროფესია", — ეკოლოგიური ნიში გააჩნია. მსგავს საარსებო გარემოში უხდებათ ცხოვრება ციყვს და ირემს, მაგრამ მათი ნიშები აბსოლუტურად განსხვავებულია. პირველი ძირითადად ხეების ვარჯში ბინადრობს, თესვებითა და ნაყოფებით იკვებება და იქვე მრავლდება. ირმის მთლიანი სასიცოცხლო ციკლი საკვების ძიებაში, გამრავლების ადგილისა და თავშესაფრის მონახვაში დიდ სივრცეზე გადაადგილებით მიმდინარეობს.

ორგანიზმები ერთმანეთთან კონკურენტულ ურთიერთობაში არ შედიან. თუ ისინი სხვადასხვა ეკოლოგიურ ნიშებს იკავებენ და მათი მოქმედების სფეროები შემოსაზღვრულია. ამ შემთხვევაში მათი ურთიერთობები ნეიტრალურია. მიუხედავად ამისა, არსებობს სახეობები, რომლებიც პრეტენზიებს აცხადებენ ერთსა და იმავე ნიშის დაკავებისათვის. ამ სიტუაციაში კონკურენცია, ანუ ბრძოლა ნიშის დაუფლებისათვის გარდაუვალა. ეკოლოგიურად ურთიერთდამოკიდებულება ისე ჩამოყალიბდა, რომ გარემოსადმი მსგავსი მოთხოვნების მქონე სახეობებს ხანგრძლივი თანაცხოვრება არ შეუძლიათ. ეს კანონზომიერება იმდენად ობიექტურია, რომ კანონის სახითაა ფორმულირებული და მას ჰაუზეს კონკურენტული გამოცხადების წესი ეწოდება: გარემოსადმი მსგავსი მოთხოვნების ორი სახეობა თუ კონკურენტულ ურთიერთობაში იმყოფება, ერთი მათგანი ან

აუცილებლად უნდა დაიღუპოს, ან ცხოვრების ნირი შეიცვალოს და ახალი ნიში დაიკავოს.

მწვავე კონკურენტული ურთიერთობები რომ მოისპოს, ზოგჯერ ერთი ორგანიზმი (ცხოველური) ისე ცვლის თავისი კვების რეჟიმს, რომ არ ეცვლება კვების სახე (თუ კონკურენცია კვებით ურთიერთობების ნიადაგზეა აღმოცენებული), ან ახალ საარსებო გარემოს პოულობს (თუ კონკურენცია მოცემული ფაქტორითაა განპირობებული).

თანასაზოგადოებები (ბიოცენოზები, ეკოსისტემები) ეკოლოგიური ნიშის შევსების პრინციპით ფორმირდებიან. ბუნებრივად ფორმირებულ თანასაზოგადოებაში, ჩვეულებრივ, ყველა ნიში შევსებულია. აქვე უნდა აღინიშნოს, რომ გარკვეული დონით ნიშის შევსება შედარებითი ცნებაა. ყველა ნიში იმ ორგანიზმებითაა დაკავებული, რომლებიც მოცემული რეგიონისთვისაა დამახასიათებელი. ეკოლოგიურ ნიშებთან ორგანიზმებს დაკავშირებული ორგანიზმთა სასიცოცხლო ფორმები. ამ უკანასკნელებს აკუთვნებენ სახეობათა ჯგუფებს, რომლებიც სისტემურად ხშირად შორს ღებანან ერთმანეთისაგან, მაგრამ მსგავს პირობებში ცხოვრების გამო ერთნაირი მორფოლოგიური ადაპტაცია გამოიქვეყნება.

1.8 ეკოსისტემის პროდუქტიულობა და ბიომასა

ორგანიზმების, მათი პოპულაციებისა და მთლიანად ეკოსისტემის უმნიშვნელოვანესი თვისებაა ორგანიზმული ნივთიერების წარმოქმნა, რასაც პროდუქცია ეწოდება. დროის ერთეულში (საათი, დღე-ღამე, წელიწადი), ფართობის (მ², ჰა), ან მოცულობის ერთეულზე (წყლის ეკოსისტემისათვის) და მასის ერთეულზე (გრ, კგ, ტონა) გადაანგარიშებული პროდუქცია ეკოსისტემის პროდუქტიულობის მახასიათებელია.

მცენარისა და მიკროორგანიზმების პროდუქტიულობა პირველადია, ცხოველისა კი მეორადი. პროდუქციისაგან განსხვავებენ ორგანიზმების, ორგანიზმთა ჯგუფებისა და მთლიანად ეკოსისტემის ბიომასას, რომელშიც ცოცხალი ნივთიერება იგულისხმება, მიუხედავად იმისა, თუ დროის რა მონაკვეთში იგი წარმოქმნილი და დაგროვებული.

ეკოსისტემის ბიომასა ძირითადად დამოკიდებულია ორგანიზმებისა და მთლიანად ეკოსისტემის სიცოცხლის ხანგრძლივობაზე და არა მის პროდუქტიულობაზე. მაგალითად, დიდი ბიომასა ახასიათებს ტყის ეკოსისტემას: ტროპიკულ ტყეში იგი 800–1000 ტ/ჰა-ს აღწევს; ზომიერი

ზონის ტყისათვის 300-400 ტ/ჰა-ს შეადგენს, ხოლო ბალახოვანი თანასაზოგადოებისათვის 3-5 ტ/ჰა-ს საზღვრებს არ სცილდება [2].

ერთწლიანი ორგანიზმებით წარმოდგენილ ეკოსისტემებში წლიური პროდუქტიულობა და ბიომასა პრაქტიკულად ერთმანეთს ემთხვევა. ბიომასასა და პროდუქტიულობას შორის დამოკიდებულობა შემდეგნაირად გამოისახება:

$$M = \Sigma P - \Sigma R$$

სადაც M – დროის მოცემულ მომენტში ბიომასაა, P – წლიური პროდუქცია, ხოლო R – სუნთქვაა. მასში ეკოსისტემის ცოცხალი ნივთიერების ის ნაწილი იგულისხმება, რომელიც ორგანიზმთა დაშლისა და დალუპვის გამო სცილდება, ანუ როგორც ვერნადსკი აღნიშნავდა, „გეოლოგიაში მიდის“.

აღამიანი უნდა ცდილობდეს მაღალპროდუქტიული ეკოსისტემის შენარჩუნებას. იგი ბიოსფეროს თავისებურ კარკასს ქმნის, რომლის დაშლასაც მნიშვნელოვანი უარყოფითი შედეგები შეიძლება მოჰყვეს.

ლიტერატურა:

1. ი. ელიავა, გ. ნახუცრიშვილი, გ. ქაჯაია. ეკოლოგიის საფუძვლები. თბილისის უნივერსიტეტის გამომცემლობა, თბილისი, 1992.
2. Воронков Н.А. Основы общей экологии. М., Агар, 1997.
3. კ. გორდეზიანი, მ. გორდეზიანი. საგნობრივი კავშირის “ფიზიკა (თერმოდინამიკა) – ბიოლოგია” გაძლიერების ზოგიერთი ასპექტი. სასოფლო-სამეურნეო ინსტიტუტის გამომცემლობა, თბილისი, 1988.
4. დ. ღონღაძე. ზოგადი ფიზიკის კურსი I ნაწილი., თბილისი, “განათლება” 1976.
5. Блюменфельд Л.А. Проблемы современной биофизики. М., Наука, 1977.
6. Пригожин И. О возникающего к существующему. М., Мир, 1985.
7. Beattie A.J., Tumbaco E., Knox R.B., Wicciams E.G. Ant Inhibition of pollen functionia possible reason why ant pollination is rare. American J. of Botany, 71, 421-426, 1984.
8. Beedy A., Brennan A.M., Chapman & Hall. First Ecology. London-Weinheim-New York-Tokyo-Melburne-Madras, 1997.
9. Santhwood T.R.E. Habital, the template for ecological strategies. J. of Animal Ecology, 46, 337-365, 1977.

10. Santhwood T.R.E. Tactics, strategies and templates. Oikos, 52, 3-18, 1988.
11. Коммонер Б. Замыкающийся круг. Природа, человек, технология. Л., Колос, 1974.
12. Вернадский В.И. Биосфера. М., Наука, 1975
13. Вернадский В.И. Живое вещество. М., Наука, 1978.
14. Бичон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология, особи, популяции и сообщества. М., Мир, 1989.
15. Чернова Н.М., Былова А.М. Экология, М., Просвещение, 1988.
16. Одум Ю. Экология, т.1 и 2, М., Мир, 1986.

თავი 2 ეკოლოგიური ქიმიის საბანი, ამოცანები და კონცეფციები

2.1 საგნის განსაზღვრა და კავშირი სხვა დისციპლინებთან

ეკოლოგიური ქიმია სწავლობს გარემოში მიმდინარე ქიმიურ გარდაქმნებს და ამ გარდაქმნათა მოსალოდნელ შედეგებს, რომლებმაც თავისი უარყოფითი ასახვა შეიძლება კპოვონ ბიოსფეროში. ეკოლოგიური ქიმიის მიზანია ეკოსფეროში ბუნებრივი ქიმიური პროდუქტებისა და ანთროპოგენური წარმოშობის ნაერთების (უპირატესად ტოქსიკანტების) ცვლის რეაქციების დადგენა, ორგანიზმებისათვის ამ ნივთიერებათა ზღვრული კონცენტრაციების გამოვლენა. ქიმიური ზემოქმედებით ბიოსფეროში აღძრული მოვლენების პროგნოზირება და არასასურველობის შემთხვევაში მათი ლიკვიდაციის შესაძლო გზების ძიება.

ეკოლოგიური ქიმია თანამედროვე ეკოლოგიური მეცნიერების უშუალო მეშვედრე და მისი ინტენსიურად მზარდი მიმართულებაა. ეკოლოგიასთან ერთად იგი წყვეტს პრობლემებს, რომლებიც დიდი ხანია გასცდა საკუთრივ ბიოლოგიურ და გეოლოგიურ მეცნიერებათა ჩარჩოებს. ეკოლოგიური ქიმია კომპლექსურ მეცნიერულ დისციპლინას წარმოადგენს. მის კვლევას ორგანულად უკავშირდება ბიოლოგიის, გეოლოგიის, მეტეოროლოგიის, აგროქიმიის, ნიადაგმცოდნეობისა და მედიცინის ინტერესები. სამედიცინო დისციპლინებიდან ეკოლოგიურ ქიმიასთან უშუალოდაა დაკავშირებული ფარმაკოლოგია, ეპიდემიოლოგია და ტოქსიკოლოგია.

ეკოლოგიური ქიმიის მიღწევებს ეყრდნობა მისი მომიჯნავე დისციპლინა ეკოტოქსიკოლოგია, რომელიც იკვლევს ანთროპოგენური ნივთიერებების ზეგავლენას სიცოცხლის ორგანიზაციის სხვადასხვა დონეზე (უჯრედის, ცალკეული ორგანოს, მთელი ორგანიზმის, პოპულაციის და ბიოსისტემის). საერთო პრობლემების გადაწყვეტაში ამ ორი დარგის ერთობლივმა ძალისხმევამ უაღრესად ნაყოფიერი შედეგები მოგვცა.

2.2 გარემოს ქიმიური დამბინძურებლები და მათთან დაკავშირებული ეკოლოგიური პრობლემები

გარემოს ქიმიური დამბინძურებლები, რომლებიც ეკოლოგიური ქიმიის კვლევის ინტერესებში შედის, შეიძლება დაჯგუფდეს მათი წარმოქმნის

წყაროების, გამოყენების სპექტრის ან მოქმედების სპეციფიკის მიხედვით. სხვა კლასიფიკაციას საფუძვლად ედება მათი დაყოფა ბუნებრივ და უცხო ნივთიერებებად. უკანასკნელთ ქსენობიოტიკებს (ბერძ. *ქსენოს* – უცხო, *ბიოს* – სიცოცხლე) უწოდებენ. მათი უმრავლესობა ანთროპოგენური წარმოშობისაა, ქიმიური სინთეზის შედეგს წარმოადგენს და ნორმალური ბიოსფეროსათვის სრულიად მიუღებელია.

ბუნებრივ ნივთიერებებთან შედარებით ქსენობიოტიკთა “უცხოობის ხარისხი” განსხვავებულია: მოლეკულური აღნაგობით ისინი ბუნებრივთან შეიძლება ძლიერ ახლოს იდგნენ (მაგალითად, ზოგიერთი ინსექტიციდი, სინთეზური პირეტროიდები, არომატული ნაერთები და სხვ.), ან მათგან სტრუქტურულად მნიშვნელოვნად განსხვავდებოდნენ. მიუხედავად ამისა, ორივე შემთხვევაში მათი დიდი რაოდენობით უკონტროლო გავრცელება გარემოს მატერიალური შემადგენლობის ცვლილებებს და მის დამბინძურებას იწვევს.

გარემოს მატერიალურ შემადგენლობაში ლითოსფეროს, ჰიდროსფეროსა და ატმოსფეროს ქიმიური შემცველობა იგულისხმება. იგი ანალიზური ქიმიის კლასიკური მეთოდებით დგინდება. თავისთავად, მატერიალური შემადგენლობის ცნება გარემოს ქიმიური პროდუქტებით გამდიდრების შეფასებასაც მოიცავს.

ატმოსფეროში ანთროპოგენური არაორგანული და დაბალმოლეკულური ორგანული ნაერთების გარდაქმნები კარგადაა ცნობილი. საკმაოდ დეტალურადაა შესწავლილი ამ გარდაქმნების კინეტიკაც, თუმცა რეაქციების ფაქტიური (რეალური) სიჩქარეები და მათი ზემოქმედება კონკრეტულ ნივთიერებათა ეკოლოგიურ ქცევაზე, შემდგომ შესწავლას მოითხოვს. მაგალითისათვის შეიძლება დავასახელოთ H_2S -ისა და SO_2 -ის ოზონით ჟანგვა, ან SO_2 -ის SO_3 -მდე ფოტოქიმიური დაჟანგვა. ატმოსფეროში შეიძლება ადგილი ჰქონდეს შედარებით რთულ მრავალსაფეხურიან რეაქციებს და ციკლურ პროცესებს. ასეთებია აზოტის ფოტოლიზური ციკლი, რასაც შედეგად ფოტოქიმიური დამჟანგველების – ოზონისა და პეროქსიაცილონიტრატის, აგრეთვე რეაქციისუნარიანი ნაერთების – აცეტალდეჰიდისა და აკროლეინის წარმოქმნა ახლავს. თუმცა ამ გზით წარმოქმნილი ნაწილაკების უმრავლესობის შემდგომი დაშლის მექანიზმი საბოლოოდ არაა დადგენილი.

საერთოდ, გარემოს მატერიალურ შემადგენლობაში მოხვედრილი

უცხო ქიმიური ნივთიერებების გარდაქმნათა შესწავლას ის ართულებს, რომ მათში ბუნებრივ პირობებს და თვით ადამიანს შეაქვთ თავისი გარკვეული კორექტივები, რაც ხშირად არაა მხედველობაში მიღებული. მაგალითად, ბოლო პერიოდამდე სოფლის მეურნეობაში გამოყენებული შხამქიმიკატებით ნიადაგის დაბინძურების შესწავლის გარდა, სხვა გამოკვლევები არ ტარდებოდა. გარემოთა გამყოფ ზედაპირზე მიმდინარე ცვლის პროცესები კი, რომლებსაც არსებითი გავლენა აქვთ გარემოს ცვლილებებზე, ძლიერ ცალმხრივად შექცდებოდა [1]. ჰაერის სისუფთავის პრობლემის განხილვისას აუცილებელია გათვალისწინებულ იქნას, მაგალითად ის, რომ მთელ დედამიწაზე გამყოფი ზედაპირით – ჰაერი-ოკეანის წყალი. იბოჭება ანთროპოგენურად წარმოქმნილი CO_2 -ის 50%-მდე.

სადღეისოდ ეკოლოგიური ქიმიის მრავალი მკვლევარის შემფოთებას იწვევს ის გარემოება, რომ ადამიანის მოღვაწეობამ შეიძლება დედამიწის გადახურება გამოიწვიოს, რაც ატმოსფეროში CO_2 -ის ზრდასთანაა დაკავშირებული [2]. ცნობილია, რომ CO_2 კარგად ატარებს მზის მოკლელტალდიან რადიაციას, მაგრამ არ ატარებს საპირისპირო მიმართულებით დედამიწის ზედაპირიდან გაბნეულ სითბურ გამოსხივებას. ამდენად, CO_2 -ის ფენა დედამიწას თავისებურ “საბნად” ეფარება პრინციპით – რაც უფრო სქელია საბანი, მის შიგნით მით უფრო თბილა. CO_2 -ის კონცენტრაციის გაორმაგებამ შეიძლება დედამიწის საშუალო ტემპერატურის $1,5-3^{\circ}C$ -ით გაზრდა გამოიწვიოს, რაც პოლარული ყინულების ნაწილობრივ გაღობას და შესაბამისად, მსოფლიო ოკეანის დონის 6 მ-ით აწევას გამოიწვევს.

დღეს ადამიანი ენერგიულად “ეხმარება” ვულკანებსა და მიწისძვრებს ატმოსფეროს დამტვერიანებაში, რაც მის გამჭვირვალობას ამცირებს და შესაბამისად, დედამიწის მიერ მზის რადიაციის არეკვლისუნარიანობას აქვეითებს. ძნელია იმის განსაზღვრა, ამ ორი ფაქტორიდან რომელი იმოქმედებს უფრო ძლიერად გარემოს კლიმატის შეცვლაზე.

ეკოლოგიური ქიმიის წინაშე დგას აგრეთვე აზოტისა და გოგირდის ოქსიდების პრობლემა. სტატისტიკა გვიჩვენებს, რომ ატმოსფეროში ყოველწლიურად ხვდება 150–210 მლნ ტ (თითოეული) ეს აირები. პრობლემის გადაწყვეტას ართულებს ის, რომ ისინი ატმოსფეროში –15 დღეს ყოვნდებიან, რაც სავსებით საკმარისია იმისათვის, რომ ქარის

საშუალებით –1000 კმ-ზე გავრცელდნენ.

ბოლო წლებში განსაკუთრებით გაიზარდა მინიმალური რესურსების გადამუშავების მასშტაბები, რამაც სხვადასხვა მეტალების, კერძოდ, მძიმე მეტალების გაბნევა გამოიწვია. დღეისათვის ცნობილი 77 მეტალიდან 52 ადამიანის საქმიანობის სფეროშია ჩართული. დადგენილია 20 მეტალის მაღალი ტოქსიკურობა და ცოცხალი ორგანიზმებისათვის მათი მავნეობა. უკანასკნელი ორი ათწლეულის მანძილზე ბიოსფეროში 3 მლნ ტ ქიმიურმა ნივთიერებამ შეაღწია, რომელიც ადრე იქ არასდროს არ ხვდებოდა. ასეთ ნივთიერებათა ჩამონათვალი ყოველწლიურად კატასტროფულად იზრდება. ატმოსფეროს დაბინძურების ბუნებრივი წყაროები ადამიანის საქმიანობასთან შედარებით ზოგჯერ მეორე პლანზე ინაცვლებს.

თანამედროვე მრეწველობა ყოველწლიურად –100 მლრდ ტ მინერალურ ნედლეულს მოიხმარს. ატმოსფეროს, ჰიდროსფეროს და დედამიწის ზედაპირს მრავალრიცხოვანი ნარჩენებით განსაკუთრებით შავი მეტალურგია აბინძურებს. მეტალურგიული ქარხანა, ყოველ მილიონ ტონა გამოღობილ ფოლადზე გადაანგარიშებით, გარემოში გამოყოფს: 10^4 ტ მტვერს, $3 \cdot 10^4$ ტ ნახშირბადის დიოქსიდს, $8 \cdot 10^3$ ტ გოგირდის დიოქსიდს, $3 \cdot 10^3$ ტ აზოტის ოქსიდებს, 10^3 ტ გოგირდწყალბადს, 50 ტ ციანმჟავას, 40 ტ ქლორწყალბადს და $8 \cdot 10^5$ ტ წიდას.

სპეციფიკურ ეკოლოგიურ პრობლემას ქმნის სინთეზური ქსოვილების მრეწველობა. ნეილონისა და მისი მსგავსი სინთეზური პოლიმერები ადამიანის მიერაა შექმნილი და მათი დამშლელი ფერმენტები ორგანიზმში არ არსებობს. სინთეზური ქსოვილის თითოეული ნაგლეჯის განადგურება მხოლოდ მისი დაწვის გზით შეიძლება, რასაც ჰაერის გარდუვალი დაბინძურება მოსდევს.

გარემოზე მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს სამთომომპოვებელი და მრეწველობის სხვა (ენერჯის გამომმუშავებლების ჩათვლით) დარგები. უცხო ნაერთებით დაბინძურებას გლობალურ მასშტაბებს სძენს განსაკუთრებით მჭიდროდ დასახლებულ პუნქტებში ბუნებრივი რესურსების მოპოვება და გადამუშავება. ერთადერთ გამონაკლისს სამთოგადამამუშავებელი მრეწველობა წარმოადგენს, რომლის ობიექტებიც, ჩვეულებრივ, მცირედ დასახლებულ რაიონებშია ლოკალიზებული. მიუხედავად ამისა, ისინი გარემოს მატერიალურ შემადგენლობაზე მნიშვნელოვან გავლენას ახდენენ. ამ დარგში ნივთიერებათა ისეთი მოცულობით წარმოქმნას, გადაადგილებასა და გარდაქმნას აქვს ადგილი, რომელიც არა მარტო ცვლის რეგიონის

ბუნებრივ ქიმიურ პროცესებს, არამედ აღემატება კიდევ მათ. სხვაგვარად რომ ითქვას, კონკრეტული ნედლეულის „მიზანდასახული“ ანთროპოგენური ეროზიის სიჩქარე ბუნებრივთან შედარებით გაცილებით მაღალია. ზოგიერთ შემთხვევაში მეტ-ნაკლებად შესაძლებელია, რომ გარემოს დაბინძურება თაიდან იქნეს აცილებული. ეს იმ შემთხვევაში ხდება, თუ გადამუშავების შემდეგ საწყისი ან წარმოქმნილი პროდუქტი კვლავ წარმოებაში ერთვება (მეორადი გადამუშავება ანუ რეციკლი). მეორადი გადამუშავება, ე.ი. წარმოების ნარჩენების შემდგომ ნედლეულად გამოყენება მხოლოდ იმ პროდუქტთა მიმართაა შესაძლებელი, რომლებიც გამოყენების შემდეგ შეგროვების საშუალებას იძლევა. საერთოდ, ნარჩენების მეორად გამოყენებას მნიშვნელობა აქვს მცირერიცხოვან ძვირადღირებულ (მაგალითად, Hg, Cu, Pb და სხვ.), მასიურ პროდუქტთა (მაგალითად რკინის ჯარი), ან ადვილად შესაგროვებელ (ქაღალდი, ტექსტილი, პლასტმასა) პროდუქტთა შემთხვევაში.

პრაქტიკულად სამთო წარმოების ყველა მყარი ნარჩენი სხვადასხვა მიზნებისათვის შეიძლება იქნას გამოყენებული: სამშენებლო მასალების წარმოებაში, საგზაო მშენებლობაში, მინერალური სასუქების მისაღებად და სხვ. სამწუხაროდ, მყარი ნარჩენების მრავალფეროვნების გამო, მათი უმრავლესობისათვის შემდგომი გადამუშავების რაციონალური მეთოდები არ არსებობს.

ჰიდროსფეროს საერთო დაბინძურებაში არცთუ მოკრძალებული „წვლილი“ შეაქვს სოფლის მეურნეობას. სასუქების გამოყენების განუხრელად მატების პარალელურად ქვეითდება მათი ეფექტურობა. ამის ერთ-ერთი მიზეზი ის არის, რომ მათი მნიშვნელოვანი ნაწილი მცენარეების მიერ კი არ შეითვისება, არამედ წვიმებით მდინარეებში, გრუნტის წყლებსა და წყალსატევებში ირეცხება. ეს პროცესი განსაკუთრებით დიდ ზიანს თევზის მეურნეობებს აყენებს. სახიფათოა წყლოვანი სივრცის იმ ქიმიური პროდუქტებით დაბინძურება, რომლებიც სოფლის მეურნეობის მავნებლების წინააღმდეგ გამოიყენება.

ქიმიის განვითარებამ მძლავრი ბიძგი მისცა თეორიულად შესაძლო მოლეკულური სტრუქტურების სინთეზს. ახალი ნივთიერებებიდან ბუნებისათვის ბევრი უცხოა და ჯერ კიდევ უცნობია ბიოსფეროზე მათი გავლენის შედეგები შორეული მომავლისათვის. პესტიციდების გამოყენებამ დიდი სარგებლობა მოუტანა კაცობრიობას, მაგრამ იმთავითვე გამოვლინდა

მათი გამოყენების მანუ შედეგებიც (სასარგებლო მწერებისა და ფრინველების განადგურება, მავნებლების მდგრადი პოპულაციების გამოჩენა და სხვ.). ჯერ კიდევ 60-იან წლებში რეგისტრირებული იყო ინსექტიციდებისადმი მდგრადი მწერების -140 სახეობა, რომელთაგან 80 ინსექციის გადამტანად ითვლება. მოწამლული ფრინველების სხეულში ამ ნივთიერებათა კონცენტრაციები 10^{-2} -ჯერ აღემატებოდა იმ დონეს, რაც მათი გაბნევისას წყალსატევებში იყო შექმნილი. ინსექტიციდების ახალი ფორმები სულ უფრო ნაკლებად ეფექტური ხდება, ვინაიდან მანუ მწერებს მათ მიმართ იმუნიტეტი უჩნდებათ [3]. ამ შემთხვევაში სასუქებისა და პესტიციდების მოქმედება ნარკოტიკების მსგავსია: რაც მეტი რაოდენობით გამოიყენება, მით მეტი ღოზებია საჭირო.

სოფლის მეურნეობის პირველადი პროდუქტია ბუნებრივად და დიდ ფართობებზე განაწილებული. მას ხმელეთის დაახლოებით 10% უკავია. ამის საპირისპიროდ, სამრეწველო წარმოებს, რომლებიც ნედლეულს, წიაღისეულს და ენერჯიას იყენებენ, დედამიწის აბსოლუტურად უმნიშვნელო ნაწილი ეთმობა. სოფლის მეურნეობაში წარმოებული პროდუქტები გარემოს მატერიალურ შემადგენლობაზე სულ უფრო მზარდ მოქმედებას ავლენენ. მიუხედავად ამისა, გარემოს დაბინძურებაში მათი ეკოლოგიური სფერო ლოკალურია. ეს შეიძლება იმით აიხსნას, რომ სოფლის მეურნეობის პროდუქტთა ძირითადი ნაწილისათვის წარმოების ადგილი, დავროვება და მოხმარება მინც რეგიონალურია და ამდენად, მათი გავლენა ფართო მასშტაბით არ ვრცელდება. ინტენსიური მეცხოველეობის რაიონებში საქონლის მასიური შენახვა თავისი ეკოლოგიურ-ქიმიური შედეგებით იქვე არსებული სამრეწველო წარმოების ტოლფასია.

სამრეწველო პროდუქციის დიდი რაოდენობა თუმცა ლოკალურად იწარმოება, მაგრამ ფართო (ძირითადად სავაჭრო) ქსელის საშუალებებით ვრცელდება და „დისპერსულად“ გამოიყენება. გავრცელების სფეროში მათი მეორადი გადამუშავება (განსაკუთრებით, ფართო მოხმარების საგნების) ნაკლებად ხდება. სამაგიეროდ, მათი ნარჩენები და ლიკვიდაციის პროდუქტები ეკოსფეროს ფართო სივრცეში ხვდება. საერთოდ, როგორც სოფლის მეურნეობის, ასევე მრეწველობის მიერ შექმნილი პროდუქტების სარგებლობა უნდა ამართლებდეს იმ რისკს, რომელიც მათ მაღალ კონცენტრაციებთანა დაკავშირებული. დაუშვებელია გამოყენების სფეროს გარეთ ამა თუ იმ ქიმიური ნივთიერების გავრცელება, თუ იგი უსარგებლოა,

ან ძალად კონცენტრაციებით გარემოზე მავნე ზემოქმედებას ავლენს. გამოყენების საზღვრებს გარეთ ანთროპოგენურ ნივთიერებათა დისპერსიას, მაგალითად, ჩამდინარე წყალში მათ გახსნას, ნიადაგიდან გამორეცხვას, ატმოსფეროში მოხვედრას. ან გამოყენების ადგილზე ნარჩენების სახით დაგროვებას. გარემოს მატერიალური შემადგენლობის არასასურველ ცვლილებებთან მიეყვართ. დისპერსიის შედეგად მთლიანი გარემოს დაბინძურება შეიძლება. გარდა ამისა, ნივთიერებათა უმნიშვნელო კონცენტრაციებმა განსაკუთრებით მგრძობიარე სახეობებზე შეიძლება ძლიერი ზეგავლენა მოახდინონ.

სერიოზულ შემოთქმას იწვევს მსოფლიო ოკეანის დაბინძურება. სამრეწველო ნარჩენების გარდა, მას დიდ ზიანს აყენებს ნავთობის გადაძტანი მსხვილი ტანკერების ავარიები. ყოველი ასეთი ავარია უზარმაზარი ტერიტორიებისათვის (პიდროსფეროში და ატმოსფეროში) ეკოლოგიურ უბედურებას წარმოადგენს. ნადგურდება პლანქტონები, კიბოსნაირები, თევზები; ბინძურდება და საექსპლუატაციოდ გამოუსადეგარი ხდება პლაჟები. ნავთობის სულ უმნიშვნელო რაოდენობაც კი საკმარისია, რომ წყლის ზედაპირის დიდმა ნაწილმა ატმოსფეროსთან მატერიალური და ენერგეტიკული ცვლის უნარი დაკარგოს.

ეკოლოგიურ ქიმიში ამჟამად სამი გლობალური პრობლემა გამოკვეთილი. შედარებით დეტალურად მათ შემდგომ განვიხილავთ, აქ კი ზოგადად შევეხებით თითოეულ მათგანს:

პრობლემა №1 – სუფთა ჰაერი.

სხვადასხვა წყაროებიდან ატმოსფერულ ჰაერში უამრავი დამბინძურებელი ხვდება. რეგიონალური და გლობალური მნიშვნელობის თვალსაზრისით შეიძლება დავასახელოთ შემდეგი ტოქსიკანტები: გოგირდის დიოქსიდი (SO_2), აზოტის ოქსიდები (NO_x), შეწონადებული მყარი ნაწილაკები (შმნ), აქროლადი და ნახევრადაქროლადი ნაერთები, ქლორირებული და ფტორირებული ნახშირწყალბადები (CFC) და სხვ.

საუკუნის დასაწყისიდან 1985 წლამდე SO_2 -ის გამოყოფა ანთროპოგენური წარმოშობის წყაროებიდან დაახლოებით ნახევარს გაიზარდა გოგირდზე და გაანგარიშებით წელიწადში 90 მლნ ტ შეადგინა. აქედან 25% ევროპის რეგიონზე მოდის.

აზოტის ოქსიდების NO_x ანთროპოგენური გამონაყოფების საერთო

მოცულობა შესაბამისი შეფასებით 80-იან წლებში წელიწადში 13 მლნ ტონას უტოლდება აზოტზე გადაანგარიშებით. ამავე დროს, მრავალ ქვეყანაში შეიმჩნევა მათი განუხრელი ზრდის ტენდენცია.

აღამიანის მოღვაწეობით განპირობებული აირადი მიკროდამბინძურებლები და ნახშირბადის დიოქსიდები ცვლიან ატმოსფეროდან კოსმოსში სითბური გამოსხივების ხასიათს და იწვევენ ე.წ. "სათბურის ეფექტს". ამ ეფექტის 50% CO_2 -ის ზემოქმედებით, ხოლო 50% ატმოსფეროში მყოფი მეთანი, NO_x -ით, O_3 -ითა და აგრეთვე შმნ-ითაა გამოწვეული.

ჰაერს განსაკუთრებით სათბობი ენერგეტიკა, შავი და ფერადი მეტალურგია, ქიმიური და ნავთობგადამამუშავებელი მრეწველობა აბინძურებს. გოგირდის დიოქსიდს და მსუთავ აირს (ნახშირბადის მონოქსიდს) ყველაზე დიდი რაოდენობით პირველი სამი სამრეწველო დარგის დანადგარები გამოყოფენ; შავი მეტალურგია და თბოელექტროსადგურები დიდი რაოდენობით აზოტის ოქსიდებს პროდუცირებენ; მრეწველობის სხვა დარგები კი დამატებით – ჭვარტლსაც.

ქიმიკოსისათვის არავითარ სირთულეს არ წარმოადგენს, მაგალითად, აირადი ნარევის გასუფთავება გოგირდის დიოქსიდისაგან. სირთულე იმაში მდგომარეობს, რომ დიდი რაოდენობის აირადი გამონაყოფებიდან SO_2 -ის დაკონცენტრირებისა და გამოთავისუფლებისათვის შეიქმნას ეკონომიკურად ხელსაყრელი პირობები. ქიმიური მრეწველობის, შავი და ფერადი მეტალურგიის ნარჩენი აირების მჟავა მინარევებისაგან გასუფთავება თეორიულად გადაწყვეტილია. ერთ-ერთი ვარიანტი დაწვამდე საწვავის გოგირდისაგან გასუფთავებას გულისხმობს. შექმნილია სამრეწველო მასშტაბით ნავთობპროდუქტების გოგირდისაგან გაწმენდის ტექნოლოგიები, რომლებიც ძირითადად ადსორბციულ მეთოდებს ეყრდნობა. მთავარია ამ ტექნოლოგიების პრაქტიკული რეალიზაცია.

პრობლემა №2 – სუფთა წყალი

წყალი, რომლითაც დედამიწის 70%-მდეა დაფარული, დღეისათვის ერთ-ერთი დეფიციტური პროდუქტია. დასავლეთ ევროპის ქვეყნების მდინარეთა წყლები სასმელად უვარგისია. გასაგები მიზეზების გამო, უცხო ქიმიური პროდუქტებით განსაკუთრებით დიდი ქალაქების მდინარეთა მონაკვეთებია დაბინძურებული. ეკონომიკურად განვითარებულ ქვეყანაში

წყაროს წყალი ფასიანია [4].

მრავალ ქალაქსა და სოფელში კვებითი ღირებულების მქონე წყლის მნიშვნელოვანი ნაწილი მომხმარებელამდე ვერ აღწევს წყალმომარაგების სისტემიდან გადინების გამო. მთელ რიგ სოფლებში საცხოვრებელი სახლები შეერთებული არაა წყალმომარაგების სისტემასთან. ევროპის ქვეყნების (ხმელთაშუა ზღვის აუზის) 12% ჯერ კიდევ იძულებულია საერთო სარგებლობის წყაროდან წყლის ზიდვით დაკმაყოფილდეს.

არადაამკაყოფილებელია მოსახლეობის უზრუნველყოფა ჩანარეცხი წყლების მოცილების მხრივაც. არსებული მონაცემებით (ევროპის ჯამრთელობის დაცვის პოლიტიკა, 1991წ) სოფლის მოსახლეობის 6% და ქალაქის მოსახლეობის 1% სარგებლობს ჩანარეცხი წყლების არაადექვატური სისტემებით. იმ ადგილებშიც კი, სადაც ადამიანებს შეუძლით ჩამრეცხი ტუალეტებით სარგებლობა, გარკვეული პრობლემებია შექმნილი, რომელიც დაკავშირებულია ჩანარეცხი წყლების შეგროვებასა და შესაბამის გადამუშავებასთან.

ჩამდინარე წყლების ზღერულად დასაშვებ კონცენტრაციამდე გასუფთავების ღირებულება მნიშვნელოვანი განზავების შემდეგაც, საკმაოდ მაღალია. რაც უფრო ნაკლებ სუფთა წყალს მოიხმარს საწარმო (1 ტ ნედლეულზე ან პროდუქტზე გადაანგარიშებით), ეკოლოგიურად მით უფრო სრულყოფილია მისი წყალმომარაგების სისტემა. მსოფლიოს სხვადასხვა ქვეყნებში შემუშავებულია გამწმენდი ეფექტური დანადგარები, რომლებიც წარმოებაში წყლის მრავალჯერად გამოყენებას უზრუნველყოფენ. უნდა აღინიშნოს, რომ ჩამდინარე წყლების რთული ფიზიკურ-ქიმიური შედგენილობა, მინარეების მრავალგვარობა და შემადგენელ ქიმიურ კომპონენტთა ურთიერთქმედებები, მათი გასუფთავებისათვის უნივერსალური სქემის შემუშავებას საჭიროებენ. არსებობს წყალსატევების შეფასების მრავალი მეთოდი, რომელთაგან ყველაზე ზუსტი ბიოტესტირებაა, რადგან ქიმიური მეთოდებით არ შეიძლება წყალში მოხვედრილ ნივთიერებათა ურთიერთქმედების ბიოლოგიური ეფექტის შეფასება. წყლის ტოქსიკურობის განსაზღვრისათვის ტესტ-ობიექტებად დაფინიებს, ციკლოპებს და თევზებს იყენებენ.

პრობლემა №3 – კვების პროდუქტების ხარისხი და უსაფრთხოება

სადღეისოდ კვების პროდუქტების წარმოების მეთოდები, მათი შენახვა, განაწილება და დამზადება სწრაფ ცვლილებებს განიცდის. ეს

განპირობებულია საერთაშორისო სავაჭრო ურთიერთობისა და ტურიზმის განუხრელი განვითარებით, და მსოფლიოს, ადრე პირობითად დაყოფილ, დასავლეთისა და აღმოსავლეთის ნაწილებს შორის პოლიტიკური საზღვრების თანდათანობითი გაქრობით. სოციალური ყოფის ცვალებადმა ფორმებმა და შრომის ბაზარზე აფრიკის, აზიის, ლათინური ამერიკის ხალხების და ქალების მნიშვნელოვანი ნაწილის გამოსვლამ გამოიწვია კვების პროდუქტების გამოყენების ხასიათის ცვლილებები, დაიწყო საზოგადოებრივი კვების მიერ საკვების ოჯახში დამზადების ტრადიციული ფორმების გამოდევნა. ამასთან დაკავშირებით წარმოიქმნა ჰიგიენასთან, ინფიცირებასთან და მოწამვლესთან დაკავშირებული პრობლემები. ადამიანთა ჯანმრთელობისათვის პოტენციური საშიშროების გარდა, კვების პროდუქტთა დაბინძურებას შეიძლება სერიოზული ეკონომიკური შედეგებიც მოყვეს ისეთ სექტორებში, როგორცაა სასურსათო საქონლის ექსპორტი და ტურიზმი.

ევროპის ქვეყნებისათვის საკვებ პროდუქტებში და საერთოდ რაციონში შემავალი ყველაზე გავრცელებული ქიმიური და მიკრობიოლოგიური დაბინძურებლების დასაშვები კონცენტრაციები, პრინციპში შეესაბამება მსოფლიოს ჯანდაცვის ორგანიზაციის (მშკო) მიერ შემუშავებულ რეკომენდაციებს. მიუხედავად ამისა, მაინც ხშირად აქვს ადგილი კვების პროდუქტთა დაბინძურებას, კერძოდ ქლოროფანული პესტიციდების არსებობას ქალის რძეში, ვერცხლისწყლისა – თევზეულში, ტყვიისა და კონსერვებულ პროდუქტებში და აფლატოქსინის არსებობას მარცვლეულ კულტურებში. დრამატული მოვლენები გამოიწვია კვების პროდუქტთა ქიმიურმა და რადიოაქტიულმა დაბინძურებამ (ზეთით მოწამვლა ესპანეთში და კვების პროდუქტთა საერთო რადიოაქტიური დაბინძურება ყოფილ საბჭოთა კავშირის ტერიტორიაზე, ჩერნობილის ატომურ ელექტროსადგურში მომხდარი ავარიის გამო).

პრობლემა №4 – მყარი ნარჩენები და ნიადაგის დაბინძურება.

1 ტ ბუნებრივი სამრეწველო ნედლეულიდან ~100 კგ სასარგებლო და ~900 კგ “უსარგებლო” პროდუქტები მიიღება. სავსებით გასაგებია, თუ რა კოლოსალურია სამრეწველო ნარჩენების რაოდენობა. ისინი უმეტესად გამოუყენებელ ან ბოლომდე გამოუყენებელ ნედლეულს წარმოადგენენ. ამის გამო, უფრო სწორი იქნებოდა, რომ მათთვის “ნარჩენების” ნაცვლად

“ წარმოების დაუსრულებელი პროდუქცია ” გვეწოდებიან. ნარჩენები დიდი რაოდენობით ძვირადღირებულ კომპონენტებს შეიცავს და არ გამოიყენება მხოლოდ იმიტომ, რომ არსებული ტექნოლოგიები მათ გადაამუშავებს ვერ ახორციელებენ. ბუნებრივი ნედლეულის კომპლექსური, რაციონალური გამოყენება და შემადგენელი კომპონენტების სრულად და ეკონომიურად დამუშავება მცირენარჩენიანი წარმოების ძირითად ამოცანას წარმოადგენს.

მოსახლეობის ზრდა, მისი მოთხოვნილებების დაკმაყოფილება, მრეწველობისა და სოფლის მეურნეობის ინტენსიურ განვითარებას მოითხოვს. სამეცნიერო-ტექნიკური პროგრესის შეჩერება შეუძლებელია. ამდენად, აბსოლუტურად არასწორია არსებული შეხედულება იმის შესახებ, რომ დადგა დრო, რათა ცივილიზაციის განვითარება დამუხრუჭდეს და სამრეწველო წარმოებების რიცხვი მნიშვნელოვნად შემცირდეს [5]. ძნელი არ არის იმის შემჩნევა, რომ ეკოლოგიური კრიზისების მიზეზია არა მეცნიერებისა და ტექნიკის განვითარება, არამედ ტექნოლოგიებისა და წარმოებების ეკოლოგიური არასრულფასოვნება. ამასთან დაკავშირებით, უადგილო არ იქნება გავიხსენოთ დ. მენდელეევის გამოხატვაში, რომ ქიმიამ არ არსებობს ნარჩენები, არის მხოლოდ გამოყენებული ნედლეული. შეიძლება თამამად ითქვას, რომ ერთი დარგის ნარჩენები შესაძლოა სხვა დარგის პოტენციურ ნედლეულს წარმოადგენდეს [6]. ქიმიას და ქიმიურ ტექნოლოგიას გადამწყვეტი როლი ეკისრებათ ბუნების დაცვის ისეთი არსებითი პრობლემების გადაჭრაში, როგორცაა ნედლეულის კომპლექსური გამოყენება და ნარჩენების სრული უტილიზაცია.

სულ უფრო სერიოზული პრობლემა ხდება ნიადაგის დაბინძურება. ქალაქებისა და სასოფლო-სამეურნეო ნიადაგების მზარდი გაჭუჭყიანება მაღალი ადსორბციული უნარის მქონე ტოქსიკური ნივთიერებებით, მაგალითად, მძიმე მეტალებითა და დიოქსინებით, პირდაპირაა დაკავშირებული ადამიანის ჯანმრთელობასთან. კვების პროდუქტების უსაფრთხოებასთან და გრუნტის წყლების ხარისხთან. ნიადაგის დაბინძურების ძირითადი წყაროებია ქიმიურ ნივთიერებათა გაფონვა. ჰაერში არსებული დამბინძურებლების ნიადაგზე დალექვა, სოფლის მეურნეობაში ქიმიკატების უზომო გამოყენება და აგრეთვე მიწაზე თხევადი და მყარი ნარჩენების გადაყრის არასწორი პრაქტიკა. სოფლის მეურნეობის სავარგულების დაბინძურებამ შეიძლება გამოიწვიოს მოსავლიანობის შემცირება და არასასურველი ქიმიური ნივთიერებების კონცენტრაციის ზრდა კულტურულ

მცენარეებში, რომლებიც ადამიანთა ან ცხოველთა საკვებად გამოიყენება.

2.3 ეკოსფეროზე ბუნებრივი და ანთროპოგენური ზემოქმედების შედარებითი შეფასება

ეკოსფეროზე ბუნებრივი და ანთროპოგენური ზემოქმედების შედეგებზე მსჯელობისას, თავისთავად გვებადება კითხვები: უნდა გვაფიქრებდეს თუ არა, გარემოში მიმდინარე ბუნებრივი პროცესების ფონზე, ანთროპოგენური ჩარევით გამოწვეული ცვლილებების პოტენციური საფრთხე და რისკის ფაქტორი? შეიძლება თუ არა, რომ ბუნების საქმეებში ადამიანის ჩარევამ იქ მოქმედი თვითრეგულირებისა და განახლების მექანიზმების ფუნქციონირების შეწყვეტა გამოიწვიოს? ამ კითხვებზე პასუხების გაცემისას აუცილებელია, რომ შევერებული იქნას ბუნებრივი და ადამიანის მოღვაწეობით გამოწვეული გარემოს ცვლილებათა შედეგები. ამისათვის, ჩვეულებრივ, სამ კრიტერიუმს იყენებენ – რაოდენობრივ ფაქტორს, დროის ფაქტორსა და ანთროპოგენურად წარმოებული პროდუქტის ტოქსიკურობას [7-8].

ეკოსფეროში ანთროპოგენური ჩარევით გამოწვეულ ცვლილებათა შესწავლის საფუძველზე, შეიძლება გაკეთდეს ერთი მეტად მნიშვნელოვანი დასკვნა: თავისი შედეგებით ანთროპოგენური ზემოქმედება ვერც ერთ შემთხვევაში ვერ შეედრება ატმოსფეროსა და ლითოსფეროში ბუნებრივი მიზეზებით გამოწვეულ შედეგებს. მაგალითად, ატმოსფეროში ანთროპოგენური წარმოშობის აირთა შემცველობა, ჩვეულებრივ, მეძლიონედ და მეძლიარედ ($10^{-6}-10^{-9}$) წილს არ აღემატება. ე.ი. კვალის სახით იმყოფება. დიდ ქალაქებსა და სამრეწველო რაიონებში ატმოსფეროს აირადობა მნიშვნელოვნად მაღალია, მაგრამ აქაც იგი მეძლიონედი წილის ოდენობას არ აღემატება. ანალოგიური მდგომარეობაა ლითოსფეროსა და ჰიდროსფეროში. ქიმიური ტოქსიკანტებით დაბინძურებამ პროცენტის რიგის მნიშვნელობას მიწისა და წყლის მხოლოდ ცალკეულ უბნებში შეიძლება მიაღწიოს.

ადამიანის მოღვაწეობის შედეგად ბუნებრივი გარემოს ცვლილებები გლობალურ მასშტაბში რაოდენობრივად ჯერ კიდევ უმნიშვნელოა, მაგრამ მიმდინარეობის ინტენსივობით ბუნებრივი ცვლილებებისაგან მკვეთრად განსხვავდება. ბუნებრივი ცვლილებები ადამიანის სიცოცხლის

ხანგრძლივობასთან შედარებით უკიდურესად ნელა მიმდინარეობს და გარეგნულად თითქოს შეუძნეველია. ანთროპოგენური ჩარევა პირიქით, სწრაფად ვლინდება, რაც განსაკუთრებით ჩვენს საუკუნეს ახასიათებს. ატმოსფეროს 1%-დან 21%-მდე ჟანგბადით გამდიდრება 1-1.5 მლრდ წელი გრძელდებოდა, რაც 25-35 წლის განმავლობაში 0.004% ნამატს შეადგენს. ადამიანის მოღვაწეობის შედეგად ჰაერში ნახშირორჟანგის შემცველობამ 0.004% ნამატს უკანასკნელი რამდენიმე ათეული წლის მანძილზე მიაღწია [9]. აქვე შევნიშნავთ, რომ ეს შედარება არ შეიძლება კორექტულად ჩაითვალოს, რადგან ჰაერში ჟანგბადის მატება დროზე დამოკიდებულებით სწორხაზოვნად არ ხდებოდა. მიუხედავად ამისა, იგი შესაძლებლობას გვაძლევს გარემოს ბუნებრივი და ანთროპოგენური ცვლილებების შედარებით სინქარებზე ვიმსჯელოთ. ბუნებრივი ცვლილებები იმდენად ნელა წარიმართებოდა, რომ დედამიწაზე ყველა ცოცხალ ორგანიზმს გენეტიკური ადაპტაციის შესაძლებლობა ეძლეოდა. ბუნებაში ანთროპოგენური შეჭრა ამისათვის არავითარ შანსს არ ტოვებს.

ბუნებაში ანთროპოგენური ჩარევის მეორე თავისებურება იმაში მდგომარეობს, რომ ამ დროს შეიძლება ადგილი ჰქონდეს მაღალტოქსიკური პროდუქტების წარმოქმნას, რომლებიც საფრთხეს უქმნიან ჯერ თვით ადამიანს და შემდეგ ბიოსფეროში არსებულ ყველა ორგანიზმს. ტოქსიკური დაბინძურება მიიღწევა, როგორც ბუნებრივი ელემენტებით (მაგალითად, მძიმე მეტალთა – ტყვიის, ქრომის, კადმიუმისა და სხვათა მარილებით), ასევე ახლად მიღებული ნივთიერებებით, მაგალითად, პესტიციდებითა და ჰალოგენშემცველი ორგანული ნაერთებით.

ბუნებაში ადამიანის ყოველი აქტიური ჩარევა პრინციპში მისი კეთილდღეობისკენაა გამიზნული, მაგრამ ეს საკითხის მხოლოდ ერთი და არაყოველმხრივი მიდგომაა. საქმე იმაშია, რომ ჩარევა შეიძლება ადამიანს არ ემუქრებოდეს, მაგრამ საბოლოო შედეგებით საფრთხეს უქმნიდეს სხვა ცოცხალ არსებებს. ეკოსფეროზე მიყენებული ზიანის გარდა, შესაძლებელია სხვა ცვლილებებიც, რომლებიც ადამიანის ორგანიზმზე უშუალოდ არ მოქმედებენ. მაგრამ ცვლიან სასიცოცხლო სივრცეს, რაც შემდგომ გარდაუვალად ისახება მის ცხოველმყოფელობაზე. ამის შესანიშნავი მაგალითია ადამიანისა და მცენარის ურთიერთობა: სასოფლო-სამეურნეო კულტურათა გამოსაზრდელად. უპირველეს ყოვლისა, ოპტიმალური გარემო პირობებია საჭირო (ნოყიერი ნიადაგი, წყალი, მზის რადიაცია და სათანადო

ტემპერატურა). მოსავლის მაქსიმალური რაოდენობის მისაღებად ადამიანი მცენარეს დამატებით აწვდის სხვადასხვა ჰიმიკატებს (სასუქებს, პესტიციდებს და ა.შ.). რომლებიც შემდგომ საკვებ პროდუქტებთან ერთად ადამიანის ორგანიზმში ხვდება. ამის გამო, განსაკუთრებული ყურადღება უნდა მიექცეს იმას, რომ მცენარისათვის მიცემული ნივთიერება ადამიანისათვის ან მანვე არ უნდა იყოს, ან მცენარეს უნდა გააჩნდეს ადამიანისათვის მისაღებ ფორმაში მისი გარდაქმნის უნარი. ამგვარად, აუცილებელია გათვალისწინებულ იქნას ყველა იმ ნივთიერების ბუნება და ბიოლოგიური ეფექტურობა, რომლებთანაც კონტაქტში შეგვყავს მცენარე. ბუნებრივი გარემოს დაზიანებაზე წარმოდგენის შექმნა გარდაქმნათა საერთო ციკლში ორგანიზმთა ქცევის ცალკეული ეტაპების შესწავლით იწყება.

არსებობს მიზეზ-შედეგობრივი კავშირი ანთროპოგენური ზეგავლენით გარემოს შემადგენლობის ცვლილებებსა და მოსახლეობის რიცხოვნობას შორის. მოსახლეობის მატება ინდუსტრიალიზაციასთანა დაკავშირებული. შესაბამისად შეიცვალა გარემოსადმი ადამიანის დამოკიდებულებაც. ეს, უპირველეს ყოვლისა, გარემოზე მის ინტენსიურ ზემოქმედებაში გამოვლინდა. წყლისა და ენერჯის მოხმარებაზე, აგრეთვე სამრეწველო პროდუქტებზე მოთხოვნილების ზრდა (წელიწადში 2%-ზე მეტი), არ შეესაბამება მოსახლეობის ცხოვრების პირობების ზრდის დონეს, რამდენადაც ამ ორი ფაქტორის ოპტიმალური შეთანაწყობა მატერიალური რესურსებისა და ტექნოლოგიურ საშუალებათა ზეპროპორციულ გამოყენებას მოითხოვს. ცნობილია, რომ 1951-1966 წლებში სამრეწველო საქონლის 34%-ით გაზრდამ, ფოსფოროვანი სასუქების 75%-ით, აზოტოვანის – 14%-ით, ხოლო პესტიციდების 300%-ით მეტი რაოდენობით გლობალური გამოყენება მოითხოვა. უკანასკნელი ორი ათეული წლის მანძილზე მსოფლიო (ყოფილი საბჭოთა კავშირის გამოკლებით) სამეურნეო პოტენციალის ყოველწლიური 5-6%-ით ზრდამ, ყოველ 13.5 წელიწადში ადამიანის ზემოქმედების გაორმაგება გამოიწვია (ეკოლოგიური მოთხოვნილება – ecological demand). მომავალი 25 წლის განმავლობაში მსოფლიო მოსახლეობის რაოდენობა თუ გაორმაგდა (დღევანდელი ზრდის ტემპის გათვალისწინებით), გარემოს შემადგენლობის საერთო ცვლილებები 6-ჯერ უნდა გაიზარდოს.

ადამიანის მოღვაწეობის გაფართოების ფონზე გლობალურ ცვლილებათა დასაშვები საზღვრები სულ უფრო თვალნათლივი ხდება. ეს განსაკუთრებით იგრძნობა ორგანული ქსენობიოტიკების (ტოქსიკანტების)

გამოყენებისას, რომლებიც ჩვენთვის ჯერ კიდევ უცნობ. ახალ "ბუნებრივ" სიტუაციებს გვპირდებიან.

დედამიწის ზედაპირზე ხმელეთის -80% სოფლის მეურნეობისათვის ვარგისია. ამჟამად ტყეებით დაფარული ფართობი 40 მლნ კმ²-ს შეადგენს; მდელოებითა და სტეპებით დაფარულია 30 მლნ კმ²-ის ტოლი ფართობი, ხოლო 14 მლნ კმ²-ზე მეტი ფართი სახნავად გამოიყენება. მიწის ექსპლუატაციის ხასიათის ცვლილება (მაგალითად, ტერიტორიის განთავისუფლებისათვის ტყის გაჩეხა), გარემოს მატერიალური შემადგენლობის ცვლილებას ნიშნავს. ანალოგიური ცვლილებები შეინიშნება უდაბნოს ან ნახევარუდაბნოს ტერიტორიის კულტურულ მიწათმოქმედებაზე გადაყვანისას, რადგან ამ დროს საჭირო ხდება მცენარეთა ზრდის სტიმულატორების, დაცვის საშუალებათა და სასუქების ინტენსიური გამოყენება. სასოფლო-სამეურნეო მოღვაწეობის პროცესში ბიოლოგიურმა ცვლილებებმა, ანუ ბიოტოპების ხელოვნურით შეცვლამ მიკროკლიმატის კანონზომიერი ცვლილებები გამოიწვია.

2.4 ნივთიერებათა შესწავლისა და შეფასების ეკოლოგიურ-ქიმიური ასპექტები

ქიმიური პროდუქტის წარმოების ტექნოლოგიის დამუშავებისას ამ პროდუქტით გარემოს დაბინძურების კვლევა ძალიან ხშირად სისტემურ ხასიათს არ ატარებს. ჩვეულებრივ, არაა გათვალისწინებული, რომ ერთსა და იმავე პროდუქტს გამოყენების განსხვავებული მიზნები შეიძლება გააჩნდეს. მაგალითად, მათეორეტიკული ნივთიერებები გამოიყენება გამრეცხ საშუალებებად და ქალაქის წარმოებაში; პოლიქლორირებულ დიფენილებს სხვადასხვა დანიშნულების პლასტიფიკატორებად, კონდენსატორებში და ტრანსფორმატორებში დიელექტრიკებად, ხოლო გამოთბობ რადიატორებში უწყად სითბომატარებლებად იყენებენ. ამ გარემოებათა გაუთვალისწინებლობა, თავის მხრივ გარემოს დაბინძურების რამდენიმე პრობლემის ერთდროულ გადაწყვეტას საჭიროებს. აქედან გამომდინარე, ეკოლოგიურ ქიმიამი ნივთიერებები გამოყენების სფეროს თვალსაზრისით, ყველა კრიტერიუმით უნდა კლასიფიცირდებოდეს.

უპირველეს ყოვლისა, აუცილებელად უნდა დადგინდეს ურთიერთკავშირი გარემოზე ნივთიერების ზემოქმედების არასასურველ

ეფექტსა და მის ქიმიურ სტრუქტურას. განსაკუთრებით, მოლეკულაში მანვე მოქმედების შემადგენელ ნაწილს შორის. ასეთი კავშირი ამჟამად ნივთიერებათა ძლიერ განსაზღვრული რიცხვისთვისაა დადგენილი. ცალკეულ ნივთიერებათა შესწავლისას ეკოლოგიური ქიმიის განსაკუთრებულ ყურადღებას აქცევს არა მარტო მის სასარგებლო თვისებებს, არამედ გარემოზე მისი ზემოქმედების სპეციფიკასაც. შეისწავლება გარემოში ნივთიერების შესაძლო, ან რეალურად მოსალოდნელი კონცენტრაცია და გარემოს მატერიალურ შემადგენლობაზე მისი ზემოქმედების ხასიათი. გამოყენების წინ საჭიროა სასაქონლო პროდუქციის ძირითადი შემადგენლობის და დამბინძურებელი კომპონენტის რაოდენობრივი შემცველობის ცოდნა, რადგან ეს პირობა გადამწყვეტია მისი გამოყენების სფეროს განსაზღვრაში. აუცილებელია აგრეთვე გარემოში ნივთიერების მოხვედრის და მისი განაწილების გრძელვადიანი ეკოლოგიური ბალანსის შედგენა. იგი წარმოებული ქიმიკატის რაოდენობაზე, გამოყენების სფეროზე, გარემოში შეღწევასა და გავრცელებაზე, ცალკეულ ეკოსისტემებს შორის მის შესაძლო გადატანაზე, დაგროვებასა და დაშლისადმი მიდრეკილებაზე სრულ ინფორმაციას უნდა მოიცავდეს. ასეთი ბალანსის საფუძველზე დგინდება გარემოს ქიმიურ-ეკოლოგიური "ტევადობა", ანუ ქიმიკატის დაშლის (გარემოდან გამოძევების) აბიოტური უნარი. ეს ხანგრძლივი პერიოდის მანძილზე გარემოს მატერიალური შემადგენლობის შესაძლო ცვლილებათა პროგნოზირების საშუალებას იძლევა [10]. გარდა ამისა, სამედიცინო ტერმინოლოგიის ანალოგიურად, ეკოქიმიამი იყენებენ ტერმინს - "ეკოდავროზს", რომელიც აქ ჩამოთვლილი ინფორმაციის გარდა, დამატებით ქიმიური ნაერთის ეკოტოქსიკურობისა და ტოქსიკურობის, დაშლისადმი მიდრეკილების და მათი აბიოტური გზებით გარდაქმნათა (უპირატესად ჟანგვით) განხორციელების შესაძლებლობებსაც იკვლევს.

ამჟამად საყოველთაოდაა მიღებული და არავითარ ეჭვს არ იწვევს, რომ აბსოლუტურად ყველა სასაქონლო ქიმიური პროდუქტია საბოლოოდ გარემოში იყრის თავს. ცნებები, "გარემოში გავრცელება", "გარემოში მოხვედრა და დაგროვება", "მდგრადობა და დაშლისადმი მიდრეკილება", ფაქტიურად ნივთიერების გარემოსთან მობილურ დამოკიდებულებას ნიშნავს. რაც შეეხება "გარემოს დაბინძურების დაქვეითებას" და "მოსალოდნელ შედეგებს", აქაც კვლავ სამედიცინო ტერმინოლოგია რომ გამოვიყენოთ, მათთვის "ეკოპროფილაქტიკა" და "ეკოთერაპია" შეიძლებოდა გვეწოდებინა.

კვლევის ეს ეტაპი შემდეგ პრობლემებს მოიცავს: წარმოების პროცესში მავნე გამონაყოფების მინიჭუმამდე დაყვანას; ტექნოლოგიური დამბინძურებლების რაოდენობის შემცირებას; გამოყენების მეთოდთა გაუმჯობესება-სრულყოფას; ეკოლოგიურად არასასურველი ქიმიური პროდუქტების გარემოსადმი შეთავსებადი პროდუქტებით შეცვლას და წარმოების ნარჩენების შემდგომი გადამუშავების ტექნოლოგიურ გაუმჯობესებას. ყველა ამ პარამეტრთა საფუძველზე შეიძლება სრულად იქნას დახასიათებული და შეფასებული ამა თუ იმ ქიმიკატის რაოდენობრივი გავლენა გარემოზე.

წარმოებული ქიმიკატის რაოდენობა ანუ პარამეტრი – “წარმოების მოცულობა”, დანარჩენ პარამეტრებთან შედარებით ყველაზე ადვილად ისაზღვრება. ამ დროს მნიშვნელოვანია მინარევებით ქიმიური პროდუქტის დაბინძურების გათვალისწინება, რომელიც წარმოების მეთოდზეა დამოკიდებული. ტექნოლოგიური სქემისა და სინთეზის პირობების დეტალური ცოდნა წარმოების ყველა სტადიაზე მიზნობრივი პროდუქტის მინარევებით დაბინძურების ხარისხის დადგენას აადვილებს. მაგალითისათვის შეიძლება პენტაქლოროფენოლი დავასახელოთ, რომელიც ძლიერი ფუნგიციდური და ბაქტერიოციდული მოქმედებით ხასიათდება. იგი მრავალი წლის განმავლობაში ხე-მცენარეთა შესაწამლად გამოიყენებოდა. ეს პროდუქტი 13%-მდე მინარევებს, კერძოდ, ძლიერ მომწამვლელ ტეტრაქლოროფენოლის იზომერებს შეიცავდა. ამის გამო, მისი წარმოება პრაქტიკულად შეწყდა და იგი უფრო უსაფრთხო ფუნგიციდმა – დიქლოროფლუანდიმაც შეცვალა. ეს მაგალითი იმაზე მიუთითებს, რომ ქიმიური ორგანული პრეპარატები რეგულარულად უნდა მოწმდებოდეს არასასურველი მინარევების რაოდენობრივი შემცველობის განსაზღვრის მიზნით.

“წარმოების მოცულობის” პარამეტრი უშუალო კავშირშია ქიმიური პროდუქტის “გამოყენების სფეროსთან”. ამ პარამეტრში მოხმარების საბოლოო სტადიაზე ქიმიკატის გამოყენების რაოდენობრივი აღრიცხვა იგულისხმება. ქიმიკატების უშუალო გამოყენების სფეროსა და იმ ბუნებრივი ეკოსისტემის ცოდნა, რომელშიც ისინი გამოყენების შემდეგ ხვდებიან, გარემოს შესაძლო ცვლილებების შეფასების საშუალებას იძლევა. ამასთან დაკავშირებით, მიზანშეწონილია ქიმიური პროდუქტების დაყოფა არა მხოლოდ მათი მიზნობრივი გამოყენების მიხედვით (მაგალითად, პესტიციდების დაყოფა ინსექტიციდებად, ჰერბიციდებად ან ფუნგიციდებად), არამედ სოფლის მეურნეობაში, თუ ჯანმრთელობის დაცვის სამსახურში

მათი საერთო გამოყენების მიხედვითაც; მაგალითად, მცენარეთა შეწამვის გარდა, პესტიციდებით მარცვლეულისა და ბოსტნეულის დამუშავება მათი შენახვის გახანგრძლივების მიზნით; შენობებში მავნე მწერების საწინააღმდეგოდ, ან ეპიდემიის აღმკვეთ ისეთ ღონისძიებებში გამოყენება, როგორცაა მალარიის გადამტანებთან ბრძოლისას დიდი ფართობების დამუშავება. მნიშვნელოვანია ქიმიური პროდუქტის გამოყენების პირობებიც, კერძოდ, ხდება თუ არა მისი რეალიზაციაა დახურულად (კონტროლირებადად, ე.ი. არის თუ არა აუცილებლობის შემთხვევაში განმეორებითი გამოყენების ან საერთოდ ლიკვიდაციის შესაძლებლობა), ან ლიად (ე.ი. არის თუ არა მოსალოდნელი ქიმიური პროდუქტის გარემოში შემდგომი გავრცელება).

ქიმიკატთა გარემოში გავრცელების შეფასება უპირველეს ყოვლისა თვით ნივთიერებათა ფიზიკურ-ქიმიურ თვისებებს, აგრეთვე მათ გადატანასთან დაკავშირებულ იმ ფიზიკურ და ბიოლოგიურ პროცესებს ითვალისწინებს, რომლებიც ბუნებაში ნივთიერებათა წრებრუნვაში იღებენ მონაწილეობას. გათვალისწინებულია ის ციკლური პროცესებიც, რომლებიც ცალკეულ ეკოსისტემებში ფუნქციონირებენ.

ქიმიურ პროდუქტთა არაკონტრილირებადი გლობალური და რეგიონალური დაგროვების მიზეზი, არის მათი ტენდენცია გავრცელებისადმი, ანუ გამოყენების ზონიდან მთლიან გარემოში გაღწევისა და გავრცელების უნარი. ეს, თავის მხრივ, ხშირად უპროგნოზო და არასასურველ დაგროვებას იწვევს.

გამოყენების ზონიდან გამოსვლის შემდეგ ქიმიური პროდუქტის შემდგომი გავრცელება ხდება, რომელიც არაკომოგენური განაწილების ანალოგიურად შეიძლება წარმოვიდგინოთ. ღია გამოყენებისას ამ პროცესის ინტენსივობა ძირითადად წარმოების მოცულობასა და ქიმიური პროდუქტის მდგრადობაზეა დამოკიდებული.

ლიტერატურა:

1. Ягодин Г.А., Третьякова Л.Т. Химическая технология и охрана окружающей среды. М., Знание, 1984.
2. Бокрис О.М. Химия окружающей среды. М., Химия, 1982.
3. Оуен О.С. Охрана природных ресурсов. М., Колос, 1977.

4. Дажо Р. Основы экологии. М., Прогресс, 1975.
5. Цыганков А.П., Балацкий О.Ф., Сенин В.Н. Технический прогресс - химия - окружающая среда. М., Химия, 1979.
6. Жаворонков Н.М. ЖВХО им. Д.И.Менделеева т.27, 1982.
7. Moriarty F. Ecotoxicology, the Study of Polutants in Ecosystems, N.Y.- London, Acad. Press, 1988.
8. Nürnberg H.W. Pollutants and Their Exotoxicological Significance N.Y. Chichester, John Waliey and Sons, 1985.
9. Феленберг Г. Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию М., Мир, 1997.
10. КORTE Ф., Бахадир М., Клайн В., Лай Я.П. Парлар Г., Шойнерт И. Экологическая химия. Основы и концепции. М., Мир, 1996.

თავი 3

უცხო ნაერთთა წრებრუნვა ეკოსფეროში

3.1 უცხო ნაერთთა მიგრაცია სისტემაში:

ნიადაგი ↔ წყალი ↔ ჰაერი

(ზოგადი პრინციპები)

გარემოში უცხო ნივთიერებათა ძვრადობისა და განაწილების მნიშვნელოვანი სტადიებია განსხვავებულ ეკოსისტემათა ცალკეულ კომპონენტებს (წყალი, ნიადაგი, ჰაერი) შორის ტრანსპორტი; გარემოთა შორის ამ ნივთიერებების გადატანა ორგანიზმების საშუალებით და მათში, როგორც ეკოლოგიური სისტემის ერთეულებში ქიმიურ პროდუქტთა მოხმარება და დაგროვება.

უცხო ნაერთთა გავრცელებისას, წინა პლანზე გამოდის მათი მოლეკულური მასები, ჰიდროფობულობის (წყალში უხსნადობის) ხარისხები და აირთა წნევები. ეკოლოგიურ ქიმიამში შემოდებულია აგრეთვე ე.წ. ფუგიტიურობის (აქროლადობის) ცნება [1]. ესა ნივთიერების სწრაფვა, გამოვიდეს იმ ფაზიდან, რომელშიც მოცემულ მომენტში იმყოფება. იგი წნევის ერთეულში (პასკალებში) იზომება. ფუგიტიურობაში ივლისსხმება შენებაში მყოფ ორ გარემოს შორის ქიმიური ნივთიერების წონასწორული განაწილება. გარემოს რეალური მდგომარეობისათვის ასეთი წონასწორობა ნაკლებად სავარაუდოა. ამჟამად გაგვანია ნივთიერების ერთი გარემოდან მეორეში გადასვლის პროცესთა მათემატიკური გათვლის საშუალებები (განტოლებები), რომლებითაც ნივთიერებათა ფიზიკურ თვისებათა გათვალისწინებით, შესაძლებელია გარკვეული გარეშე პირობებისათვის ნივთიერების კონცენტრაციისა და გადატანის პროცესის ნახევარპერიოდის რაოდენობრივი შეფასება.

წყლების დაბინძურებისას გამყოფ ზედაპირზე ნიადაგი-წყალი, მნიშვნელოვან როლს ქიმიური პროდუქტების გადატანა ასრულებს. ნიადაგში ეს ნივთიერებები შეიძლება მოხვდეს წვიმის წყალთან ერთად, ხელოვნური რწყვის შედეგად, წყალხსნარის სახით, რომელიც ნიადაგის მთლიან მოცულობას ჟღენთს და გრუნტის წყლის დაბინძურებას იწვევს. გამყოფ ზედაპირზე ყოველ გადატანას ადსორბციის მოვლენა უდევს საფუძვლად.

ხსნარის ან ჰაერის ნიადაგით გაფილტვრისას (ნიადაგის გავლისას), შესული და გამოსული სითხის შედგენილობა ერთმანეთისაგან არსებითად განსხვავდება. ნიადაგის თვისებას, თავის ფორებში დააკავოს ნივთიერება, ნიადაგის მშთანთქმელუნარიანობა ეწოდება [2]. ამ პროცესის ოთხი ძირითადი სახე არსებობს:

- მექანიკური შთანთქმა ანუ კალმიტაჟი, რაც იმაში მდგომარეობს, რომ ხსნარში არსებულ კოლოიდურ ან უფრო მსხვილ ნაწილაკებს თავის გავრცელების გზაზე ნიადაგის მცირე ზომის ფორები ხვდება, რომლებშიც ისინი ვერ გაივლიან
- ქიმიური შთანთქმა, რომელიც ჰაერში ან წყალში მყოფ ნივთიერებებსა და ნიადაგის ნაწილაკებს შორის ქიმიური ურთიერთქმედებითაა განპირობებული
- ბიოლოგიური შთანთქმა, რომელიც მიკროორგანიზმებისა და მცენარის ფესვური სისტემის შთანთქმისუნარიანობითაა განსაზღვრული
- შთანთქმა, რომელიც მოლეკულური და იონურ-ელექტროსტატიკური წარმოშობის ზედაპირული ძალების მოქმედებითაა განპირობებული.

ნიადაგის მიერ შთანთქმული იონები მოლეკულურ-აღსორბციული ძალებისა და მათი ზედაპირული მუსტის მოქმედებით, ნიადაგის ნაწილაკთა, როგორც უშუალო ზედაპირზე, ასევე მასთან ახლოს მყოფ დიფუზიურ-იონურ სივრცეში განლაგდებიან. ცხადია, აღსორბციულ და დიფუზიურ სივრცეში ნივთიერების ამგვარი განაწილების ცვლილებებზე დიდ გავლენას უნდა ახდენდეს ტემპერატურული და კონცენტრაციული პარამეტრების ცვლილებები [3].

ნიადაგში ქიმიურ ნაერთთა აღსორბცია ლენგმიურის ან ფრენდლიხის განტოლებებით აღიწერება [4]. ლენგმიურის აღსორბციის განტოლება (აღსორბციის იზოთერმა) შემოთავაზებულია მასალაზე აირთა აღსორბციის დასახასიათებლად. აღსორბციის დამოკიდებულება სორბირებული ნივთიერების კონცენტრაციაზე შემდეგნაირად გამოისახება:

$$\frac{\chi}{m} = \frac{k_1 \cdot k_2 \cdot c_e}{1 + k_2 c_e} \quad (1)$$

სადაც χ/m აღსორბირებული ნივთიერების მასის აღსორბენტის მასასთან ფარდობაა, k_1 და k_2 – კონსტანტებია, რომლებიც განსახილველ სისტემას ახასიათებენ, c_e – ხსნარში ნივთიერების წონასწორული კონცენტრაციაა. განტოლების გამოყენებისას ვარაუდობენ, რომ აღსორბციის სითბო დამოკიდებული არ არის აღსორბენტის ზედაპირის ნივთიერებით შევსებაზე. სხვაგვარად რომ ითქვას, ენერგეტიკული თვალსაზრისით დაშვებულია აღსორბენტის ზედაპირის ჰომოგენურობა. ფრენდლიხის განტოლების შემთხვევაში კი ითვლება, რომ აღსორბენტის ზედაპირის ჰეტეროგენულობის გამო მისი შევსებისას აღსორბციის სითბო ვარდნას განიცდის. აღსორბციის იზოთერმას ფრენდლიხის მიხედვით შემდეგი სახე აქვს:

$$\frac{\chi}{m} = k \cdot c_e^{1/n} \quad (2)$$

აქ k – აღსორბციის განზომილების არმქონე კონსტანტა, ანუ აღსორბციის კოეფიციენტი; $1/n$ – ხარისხის მაჩვენებელი, რომელიც საშუალებას იძლევა აღსორბციის ინტენსივობა შეფასდეს. ნიადაგის მიერ მრავალი ორგანული ტოქსიკანტის (მათ შორის პესტიციდების) აღსორბცია ფრენდლიხის განტოლებას მნიშვნელოვნად ემორჩილება.

ნივთიერებათა აორთქლებაში და მცენარეთა მიერ მათ შეთვისებაში არანაკლებ როლს ასრულებს აღსორბცია ნიადაგიდან. აღსორბცია ანელებს ნიადაგში ნივთიერებათა მასაგადაცემას, რომელიც ამ ნივთიერებათა დიფუზიის, კონვექციის, დისპერსიისა და დაშლის ფუნქციაა [5].

ნიადაგში წყლით ან მარილთა ხსნარებით ნივთიერებათა სრული დესორბცია არასოდეს არ ხდება, ე.ი. აღსორბცია არასრულადაა შექცევადი. ამიტომ ადგილი აქვს აღსორბციისა და დესორბციის იზოთერმების ერთმანეთისაგან დაცილებას. მათ შორის მანძილს ჰისტერეზისი ეწოდება. არადესორბირებული ნაწილი ერთი მხრივ, მტკიცედ შეკავშირებული მოლეკულებისაგან შედგება (მხოლოდ ორგანული გამხსნელებით ექსტრაქციით შეიძლება მოსცილდეს), მეორე მხრივ, დარჩენილი არაექსტრაგირებული ნაწილისაგან. ეს უკანასკნელი შეიძლება ნიადაგის ჰუმინურ კომპონენტებთან იყოს კოვალენტურად დაკავშირებული, ან თიხნარი ნიადაგების ფენოვან სტრუქტურებში მტკიცედ ჩაშენებული.

ამჟამად ცდილობენ გამოთვალონ ნივთიერების აღსორბციის კოეფიციენტი, სადაც აღსორბციისა და განაწილების კოეფიციენტებს შორის

(სისტემაში ნ-ოქტილის სპირტი/წყალი) კორელაციული დამოკიდებულება იქნება გამოყენებული. ამგვარი კორელაცია მხოლოდ იმ ადსორბირებული ნივთიერებისთვისაა სარწმუნო, რომელიც "განაწილების" შედეგად ნიადაგის ღირებულებასთან დაკავშირებული ფაზაში შეუქცევადად გროვდება [6].

ნიადაგში ტოქსიკანტთა გადაადგილებასა და განაწილებაში გარკვეულ როლს ღიფუზიის, კონვექციის და დისპერსიის პროცესები ასრულებენ.

თავისუფალ მდგომარეობაში გახსნილ ნივთიერებათა მასაგადაცემა ღიფუზიის კოეფიციენტისა და კონცენტრაციული გრადიენტის წარმოებულია (მინუს ნიშნით) და წარმოსახვითი გამყოფი სიბრტყის პერპენდიკულარულია. ღიფუზიის კოეფიციენტი დამოკიდებულია როგორც გახსნილი ნივთიერების მოლეკულურ თვისებებზე (ფარდობით მოლეკულურ მასაზე და მოლურ მოცულობაზე), ასევე წყლის თვისებებზე და გარემო პირობებზე. ნიადაგის ფოროვან მოცულობაში ღიფუზია უფრო ძნელად ხორციელდება, ვიდრე თავისუფალ სითხეში. ღიფუზიის ყველა შემაფერხებელი ფაქტორის ჯამი რაოდენობრივად იმპედანსით ფასდება, რაც ნიშნავს ნიადაგსა და თავისუფალ სითხეში გაზომილ კოეფიციენტებს შორის არსებულ პროპორციულობის კოეფიციენტს. იგი დამოკიდებულია გახსნილი მოლეკულების ბუნებასა და ნიადაგის ტიპზე.

კონვექცია (კონვექციური მასაგადაცემა) წყლის ნაკადით ნივთიერების იძულებითი გადაადგილებაა. იგი ისაზღვრება, როგორც წყლის მოცულობითი ნაკადის, ფილტრაციის სიჩქარისა და გახსნილი ნივთიერების კონცენტრაციის წარმოებული.

დისპერსიას (დისპერსიულ მასაგადაცემას) უწოდებენ ნიადაგის ფორებში მოძრავ წყალში გახსნილ ნივთიერებათა გადანაწილებას (შერევას), რომელიც ფორებში ნაკადის არაერთგვაროვანი სიჩქარითაა გამოწვეული. კონვექციასთან ერთად, დისპერსიის მოვლენას თავისი წვლილი შეაქვს გრუნტის წყლებში ქიმიურ ნივთიერებათა მასაგადაცემაში. დისპერსია იზომება, როგორც ნიადაგში წყლის მოცულობითი შემცველობის, კონცენტრაციის გრადიენტის (რომელიც წარმოსახვითი გამყოფი ზედაპირის სიბრტყის პერპენდიკულარულია) და დისპერსიულობის კოეფიციენტის წარმოებული (მინუსი ნიშნით). ეს უკანასკნელი ფორებში წყლის მოძრაობის საშუალო სიჩქარეზეა დამოკიდებული. ნიადაგის ფოროვან სივრცეში დისპერსიულობის და ღიფუზიის კოეფიციენტების ჯამს ჰიდროდინამიკური

დისპერსიულობის კოეფიციენტი ეწოდება.

ფილტრაციულ ან გრუნტის წყლებში მოხვედრამდე, ქიმიური ნივთიერებები ნიადაგის სტრუქტურულ კომპონენტებთან უშუალო კონტაქტში იმყოფება. სავარაუდოა, რომ ტოქსიკანტის გარდაქმნის წყალში ხსნადი პროდუქტები თავიდანვე აქ წარმოიქმნება და ფერმენტული ან აბიოტური რეაქციების შედეგად მიიღება. ამასთან, საწყის ნივთიერებებთან შედარებით მათი არსებობა უფრო მოსალოდნელია. ამ ფაქტს ჯეროვნად ვერ ითვალისწინებენ გრუნტის წყლების ანალიზისას. წყალში ორგანული ტოქსიკანტის შემცველობაზე ანალიზს აუცილებლად წინ უნდა უსწრებდეს ნიადაგში მათი გარდაქმნით მიღებული პოლარული (წყალში ხსნადი) პროდუქტების ანალიზი.

წყლოვანი ფაზიდან ატმოსფეროში ბუნებრივ პირობებში ნივთიერებათა გადასვლას აქროლადობა ეწოდება. პროცესი ღიფუზიური ბუნებისაა. წყალში უკუგადასვლას მშრალ დაღექვას უწოდებენ. ორივე ცნება დინამიკურ (არაწონასწორებული) პროცესებს ეკუთვნის.

აქროლადობის სიჩქარე არის დროის ერთეულში ნივთიერების მასის ნაკადი (ნივთიერების რაოდენობა), რომელიც გადის საზღვარზე წყალი-ჰაერი. მასასადასრუ, ეს სიჩქარე ფართობის ერთეულზე დროის ერთეულში გასული ნივთიერების რაოდენობით ისაზღვრება. ამდენად, იგი ორივე ფაზაში კონკრეტული ნივთიერების კონცენტრაციის სხვაობის პროპორციულია:

$$F = k c \quad (3)$$

F – მასის ერთეულით გამოსახული ნივთიერების ნაკადია დროის ერთეულში ფართობის ერთეულზე; c – ნივთიერების კონცენტრაციითაა სხვაობაა წყალსა და აირად ფაზაში; k – პროპორციულობის კოეფიციენტი გადატანის საერთო სიჩქარე ეწოდება და მისი განზომილებაა სმ/სთ. თუ ნივთიერების საწყის კონცენტრაციას წყალში c_0 -ით აღვნიშნავთ, ხოლო ჰაერში – n -ულის ტოლად მივიჩნევთ (სიტუაცია, რომელიც წყლის ერთჯერადი დაბინძურებისას შეინიშნება), მაშინ წყლოვან ფაზაში ნივთიერების კონცენტრაცია პირველი რივის კინეტიკური განტოლების თანახმად, დროში ექსპონენციალურად უნდა შემცირდეს:

$$C = C_0 \exp(-k/L \cdot t) \quad (4)$$

სადაც L – წყლის სიღრმეა ზედაპირთან მიმართებაში, t – დრო. ივლისსხმება, რომ აირად ფაზაში კონცენტრაცია წინასწარ მნიშვნელოვნად

მცირეა წყლოვან ფაზასთან შედარებით, რაც გარემოსათვის, როგორც ღია სისტემისათვის, პრაქტიკულად ყოველთვის ასეა. აქროლადობის რაოდენობრივ შეფასებას “ნახევარგარდაქმნის დრო” ($t_{1/2}$) იძლევა, რომელიც საწყის კონცენტრაციაზე არაა დამოკიდებული.

საერთო გადატანის სიჩქარის (K) შებრუნებული სიდიდეა გადატანის საერთო წინააღმდეგობა (R). იგი გამყოფ ფაზათა ზედაპირზე გადატანის ყველა წინააღმდეგობათა ჯამია. თხევადი ფაზის წინააღმდეგობა (r_1) მასში გადატანის სიჩქარის (K_1) უკუსიდიდეა [6].

$$r_1 = 1/K_1 \quad (5)$$

აირადი ფაზის წინააღმდეგობა (r_g) ტოლია

$$r_g = RT/(K_g H) \quad (6)$$

სადაც R – აირის უნივერსალური (რიდბერგის) მუდმივაა, T – აბსოლუტური ტემპერატურა, K_g – აირად ფაზაში გადატანის სიჩქარე, ხოლო H – ჰენრის მუდმივა. საერთო გადატანის სიჩქარე (K) შეიძლება ასე გამოვსახოთ:

$$K = \left[\frac{1}{K_1} + \frac{RT}{K_g H} \right] \quad (7)$$

ჰენრის მუდმივა მნიშვნელოვან როლს ასრულებს წყლოვანი ფაზიდან ნივთიერების აქროლადობის პროცესის აღწერისას. ჩვეულებრივ, იგი აირად და წყლოვან ფაზაში ნივთიერების კონცენტრაციათა ფარდობით ისაზღვრება. ეს მუდმივა უგანზომილებოა, თუმცა ყველა კონკრეტულ შემთხვევაში შეიძლება მისი მიახლოებითი გამოთვლა, როგორც ნივთიერების ნაჯერი აირის წნევის ფარდობა მაქსიმალურ ხსნადობასთან. ორივე ამ პარამეტრის გაზომვა საკმაოდ ადვილია.

გადატანის სიჩქარეები K_1 და K_g გარემო პირობებზე, განსაკუთრებით ქარის სიჩქარესა და წყლის ტურბულაციაზე დამოკიდებული, ხოლო K_1 დამატებით, ტემპერატურაზეც. ისევე, როგორც დიფუზიის შემთხვევაში, მათი დამოკიდებულება ნივთიერებათა თვისებებთან, ძირითადად, მოლეკულურ მასასა და მოლურ მოცულობასთან დამოკიდებულებაზე დაიყვანება. რამდენადაც ორგანული ტოქსიკანტებისათვის ეს სიდიდეები ერომანეთისაგან

რამდენიმე რიგით იშვიათად განსხვავდებიან, გადატანის სიჩქარესთან ნივთიერებათა თვისებების დამოკიდებულება მაინც მკვეთრადაა შეზღუდული.

განხილული კანონზომიერების დახმარებით მრავალი ქიმიური ნაერთისათვის შეიძლება სავსებით ზუსტად გაიზომოს წყლოვანი ფაზიდან მათი აქროლადობა. მიახლოებითი მონაცემების მისაღებად კი საკმარისია მხოლოდ მაქსიმალური ხსნადობისა და ნაჯერი აირის წნევის ცოდნა. აქროლადობის ექსპერიმენტული გაზომვა აუცილებელია, თუ

- წყალში ხსნადობა და/ან ნაჯერი აირის წნევა ექსპერიმენტულ გაზომვას ძნელად ექვემდებარება
- ნივთიერება სრულად იხსნება, მაგრამ ადვილადვე ქროლდება წყლიდან (მაგალითად, აცეტონი)
- მოსალოდნელია ნივთიერების ურთიერთქმედება წყალში არსებულ სხვა ნივთიერებებთან.

წყლიდან აქროლადობისა და ატმოსფეროდან მშრალი დალექვის გარდა, არსებობს წყალსა და ჰაერს შორის მატერიალური ცვლის სხვა გზებიც, მაგალითად, ქარის საშუალებით წყლის გასხურება; წვიმით აირადი, ნესტიანი კომპონენტების დალექვა და ატმოსფეროდან გამოდევნა. ნივთიერებათა გადატანის ასეთი გზების წილი გეოგრაფიულ მდებარეობაზე, კლიმატურ პირობებსა და ნივთიერებათა ფიზიკურ-ქიმიურ თვისებებზეა დამოკიდებული.

გადატანის განხილული გზებისაგან განსხვავებით, სატრანსპორტო პროცესები ნიადაგსა და ჰაერს შორის გაცილებით რთულია, რადგან აქ დიდი მნიშვნელობა ენიჭება ნივთიერებათა ცვლას სისტემებში სითხე/მყარი ფაზა, სითხე/აირი და მყარი ფაზა/აირი.

საერთოდ, ნივთიერებათა აქროლადობა თხევადი ფაზიდან მათი თავისუფალი სახით აქროლადობის ანალოგიურად ხდება, ამასთან, თხევადი ფაზის წინააღმდეგობა ($1/K_1$) ნულის ტოლადაა მიჩნეული. სუფთა ნივთიერების აქროლადობა შემდეგნაირად შეიძლება გამოითვალოს:

$$F = \frac{K_g P}{RT} M_r \quad (8)$$

სადაც K_g – აირად ფაზაში გადატანის სიჩქარე, P – ნაჯერი აირის წნევა, R – აირის უნივერსალური მუდმივა, T – აბსოლუტური ტემპერატურა, ხოლო M_r – მოლეკულური მასა. სუფთა ნივთიერების

გარემოში დავროვება იშვიათად ხდება. განტოლება (8) ნიადაგის მშრალ ზედაპირზე აღსორბირებული ნივთიერებისათვის იმ შემთხვევაშია სამართლიანი, თუ სუფთა ნივთიერების ნაჯერი ორთქლის წნევის ნაცვლად ავიღებთ აღსორბირებული ნივთიერების აირის წნევას. კონცენტრაციის ძლიერ ვიწრო უბანში, ნიადაგზე აღსორბირებული ნივთიერების აირის წნევა მნიშვნელოვნადაა დაქვეითებული. კონცენტრაციის ზრდისას აირის წნევაც მატულობს და გარკვეული კონცენტრაციისას (რომლის მნიშვნელობაც ნიადაგისა და ნივთიერების ბუნებაზეა დამოკიდებული), მისი წნევა შეიძლება სუფთა ნივთიერების ნაჯერი აირის წნევას გაუტოლდეს [7].

თუ თანაბრად შევსებული ბრტყელი გლუვი ზედაპირიდან ნივთიერებათა დანაკარგი დროში მუდმივია, ნიადაგში ეს კანონზომიერება არ ვლინდება ხაოიანობისა და რთული სტრუქტურის გამო.

ტენიანი ნიადაგიდან ნივთიერების აქროლადობა უფრო ინტენსიურად ხდება, ვიდრე მშრალი ნიადაგიდან. ეს მოვლენა არ შეიძლება თანაბრობით ავხსნათ, რომელიც შედარებით მაღალ ტემპერატურასა და კონცენტრაციაზე წყლისა და აორთქლებული ნივთიერების ურთიერთგავლენისას შეინიშნება. წყლისა და ქიმიური ნივთიერების ნიადაგიდან გამოსვლა ერთმანეთისაგან დამოუკიდებლად მიმდინარეობს. ეს იმითაა გამოწვეული, რომ ნივთიერების აქროლადობის სიჩქარე მუდმივია, მაშინ როდესაც წყლის ორთქლით ატმოსფეროს გაჯერებისას, წყლის აქროლადობა საკრძობლად ითრგუნება. ამასთან, ნიადაგის ზედაპირი ამ დროს ნოტიო უნდა რჩებოდეს. ნოტიო ნიადაგიდან აქროლადობის ზრდა ნივთიერების ნაწილობრივი დესორბციითა და წყლის მიერ მისი გამოძევებითაა გამოწვეული. ეს ფაქტი იმაზეც მიუთითებს, რომ ნიადაგის ნოტიო ზედაპირიდან ქიმიურ ნივთიერებათა აქროლადობა უპირატესად თხევადი ფაზიდან ხდება.

ქიმიური ნივთიერებები, რომლებიც ნიადაგის გარკვეულ სიღრმეში იმყოფებიან, უფრო ღარიბი შრეებისაკენ გადაადგილდებიან. ეს პროცესი აქროლადობის სიჩქარით ლიმიტირდება, თუ აქროლად ნივთიერებას (მაგალითად, ლინდანს) ჰენრის კონსტანტის მაღალი მნიშვნელობა აქვს. ჰენრის კონსტანტის დაბალი მნიშვნელობისას (მაგალითად, პროპოთონის შემთხვევაში), ნივთიერებები ნიადაგის ზედაპირისაკენ გადაადგილდებიან [8]. აირადი და ავტილაქროლადი ნივთიერებების ასეთ გადატანაში ძირითად

როლს დიფუზია ასრულებს. სხვა ნივთიერებები ზევით უმეტესად კონვექციისა და კაპილარული ძალების ხარჯზე გადაიტანება. ამ მოვლენას "პატრუქის" ეფექტს უწოდებენ.

ნიადაგში, წყალსა და ჰაერში მოხვედრილი უცხო ნაერთების განაწილების შემდეგ, სხვადასხვა ფიზიკურ-ქიმიური ფაქტორების მოქმედებით მათი შემდგომი გავრცელება ხდება. ნივთიერებათა ასეთ გადატანას გეოგრაფიულს უწოდებენ. არსებობს ნივთიერებათა ბიოტური გადატანაც, მაგრამ გეოგრაფიული გადატანის დომინირებული მდგომარეობა არავითარ ეჭვს არ იწვევს და ძირითადად წყლის ან ატმოსფეროს საშუალებით ხორციელდება.

ატმოსფერული გადატანა გარემოში ქიმიურ ნივთიერებათა გადაადგილების მნიშვნელოვანი გზაა. გადაადგილებისა და გადატანის პროცესები ტროპოსფეროში სწრაფად ხდება, ხოლო ტროპოსფეროსა და სტრატოსფეროს შორის რამდენიმე წელს გრძელდება. ლოკალური მასშტაბის ატმოსფერული გადატანა წუთებს ითვლის, რეგიონალური – საათებიდან დღე-ღამეებამდე, ხოლო გლობალური გადატანა რამდენიმე დღე-ღამიდან რამდენიმე კვირამდე გრძელდება [9]. ჰაერში ნივთიერებათა ადგილობრივი მასშტაბით გადატანის რაოდენობრივი შეფასება შესაძლებელია, თუ ატმოსფეროს ვერტიკალურ სტრუქტურაზე და გაბატონებულ ქარებზე ინფორმაცია გაგვანია. გათვალისწინებული უნდა იქნას აგრეთვე მტერის გადატანა და კლიმატური პირობების ცვლილებები გადატანისათვის საჭირო დროში. ამ შემთხვევაში კვლევაში შეიძლება გამოყენებულ იქნას ე.წ. ცირკულაციური მოდელები, თუმცა სადღეისოდ ისინი არ არის ისეთ დონეზე დამუშავებული, რომ მათ საფუძველზე ზუსტი გათვლები გაკეთდეს. კიდევ უფრო ძნელია გლობალური გადატანის რაოდენობრივი შეფასება. აქ მხოლოდ დიდ რეგიონებში გავრცელების საშუალო სიჩქარეებზე მსჯელობა შეიძლება. დედამიწის ნახევარსფეროს ფარგლებში სრული გავრცელების დრო სამ თვემდეა, ხოლო ნახევარსფეროებს შორის გავრცელებას დაახლოებით ერთი წელი სჭირდება.

გლობალურ გადატანაში განსაზღვრული მნიშვნელობა ოკეანის ნორმალურ ცირკულაციას აქვს და მისი საშუალებით ნივთიერებათა გავრცელების სიჩქარე რამდენიმე წლით იზომება. რეგიონალურ დანაწილებაში მდინარეების მიერ ნივთიერებათა გადატანას არსებითი მნიშვნელობა არ ენიჭება, მაშინ როდესაც ზედაპირული და გრუნტის

წყლები აუცილებლად უნდა იყოს გათვალისწინებული გარემოში მანვე ქიმიური პროდუქტების ლოკალური განაწილების შეფასებისას.

3.2 ბიოტური ფაქტორის როლი უცხო ნაერთთა წრებრუნვაში

ცოცხალი ორგანიზმების მიერ ქიმიური ნაერთების დიდი უმრავლესობა შთაინთქმება და შეითვისება. დასაშვებია წონასწორული მდგომარეობაც, როდესაც შეთვისება და გამოყოფა ტოლი სიჩქარით ხდება. ამ დროს ორგანიზმში არსებული ნივთიერების კონცენტრაციას გაჯერების კონცენტრაცია ეწოდება. თუ იგი გარემოში ან კვების პროდუქტებში არსებულ კონცენტრაციებს აღემატება, ადგილი ექნება ტოქსიკანტებით ორგანიზმის გამდიდრებას.

ორგანიზმების მანვე ნივთიერებებით გამდიდრებისა და აკუმულაციის (დაგროვების) შედეგად, მათი ბიოტური გადატანა ცხოველთა აქტიური გადაადგილების, ან კვებით ჯაჭვში გადაცემის გზით ხორციელდება. ეს განსაკუთრებით მნიშვნელოვან სამეურნეო მასალებსა და სოფლის მეურნეობის გამოყენების პროდუქტებს ეხება და ძირითადად ლოკალურ ან რეგიონალურ სივრცეებზე გადაიტანება.

გარემოსთან შედარებით, ელემენტებით ან ნივთიერებებით გამდიდრება ყველა ცოცხალი ორგანიზმის უძირითადესი ფუნქციაა. ბიოსფეროში იგი ორგანიზმთა მრავალფეროვნების ერთ-ერთი გამსაზღვრელი ფაქტორია.

ორგანიზმში უცხო ნივთიერების კონცენტრაციის ფარდობა ამავე ნივთიერების გარემოში არსებულ კონცენტრაციასთან არის გამდიდრების ან აკუმულირების კოეფიციენტი. მისი ერთზე ნაკლები მნიშვნელობა განიხილება, როგორც ნივთიერების გარემოში აბიოტური დაგროვება; ერთზე მეტი მნიშვნელობა კი ნივთიერებით ორგანიზმის გამდიდრების მაჩვენებელია. ორგანიზმების მიერ შეთვისებული ბუნებრივი ნივთიერებები ან არააქტიურია და ორგანიზმების მიერ არ მოიხმარება, ან ორგანიზმებს ევოლუციურად გამოუმუშავდათ მათი გარდაქმნისა და ინდიფერენტულ მდგომარეობაში გადაყვანის უნარი.

უმაღლეს ორგანიზმებში არ არსებობს ორგანიზმული ქსენობიოტიკების სრული გამოძევების სპეციფიკური მექანიზმები. ამიტომ შესაძლებელია,

მაგალითად ცხიმებში, ლიპოფილური ნაერთების სახით მათი შენახვა. მანვე ნივთიერებათა აკუმულირება საერთოდ არასასურველი პროცესია, რადგან ორგანიზმზე უარყოფით ზეგავლენას ახდენს.

ცოცხალი ორგანიზმების მიერ ქიმიურ ნივთიერებათა შეთვისებისა და დაგროვების პროცესთა შესახებ ეკოლოგიურ ქიმიაში შემდეგი ცნებებია შემოტანილი [10]:

- ბიოკონცენტრირება – გარემოდან პირდაპირი შეთვისების შედეგად ქიმიური ნივთიერებით ორგანიზმის გამდიდრება, კვებით დაბინძურების გაუთვალისწინებლად
- ბიოგამრავლება – უშუალოდ კვების შედეგად ქიმიური ნივთიერებებით ორგანიზმის გამდიდრება; ბუნებრივ წყლოვან გარემოში ეს პროცესი ბიოკონცენტრირებასთან კავშირში განიხილება
- ბიოაკუმულირება – ორგანიზმის გამდიდრება ქიმიური ნივთიერებებით გარემოდან და საკვებიდან მათი უშუალო მოხმარების გზით; ბუნებრივ წყლოვან გარემოში ეს პროცესიც ბიოკონცენტრირების პარარელურად მიმდინეოებს (სამივე პროცესი გამდიდრების შესაბამისი კოეფიციენტებით ფასდება)
- ეკოლოგიური გამდიდრება – ეკოსისტემაში ან კვებით ჯაჭვში რომელიმე ნივთიერების კონცენტრაციის ზრდა უმდაბლესიდან მაღალ ტროფიკულ დონეზე გადასვლასთან დაკავშირებით.

წყლოვანი ფაზიდან ცოცხალი ორგანიზმების მიერ ქიმიურ ნაერთთა ბიოკონცენტრირების კინეტიკა შემდეგი განტოლებებით შეიძლება გამოისახოს:

$$\frac{dC_A}{dt} = k_1 \cdot C_w - k_2 \cdot C_A \quad (9)$$

$$C_{At} = \frac{k_1}{k_2} \cdot C_w (1 - e^{-k_2 t}) \quad (10)$$

$$C_{At} = \frac{k_1}{k_2} \cdot C_w = KBC \cdot C_w \quad (11)$$

განტოლებებში c_A – ორგანიზმში ნივთიერების კონცენტრაციაა, რომელიც გამოისახება ნანოგრამობით გრამ მასაზე (ნგ/გ), t – დრო (გამოსახული დღე-ღამეებში), K_1 – მოხმარების სიჩქარის კონსტანტა (დღე-ღამე⁻¹), c_m – ნივთიერების კონცენტრაცია წყალში (ნგ/გ), K_2 – ორგანიზმიდან ნივთიერების გამოყოფის სიჩქარის კონსტანტა (დღე-ღამე⁻¹), c_{A_1} – ორგანიზმში ნივთიერების წონასწორული კონცენტრაცია (ნგ/გ), KBC – ბიოკონცენტრირების კოეფიციენტი.

წყლის ორგანიზმებში ნივთიერებათა ბიოკონცენტრირების კოეფიციენტები თვით ამ ნივთიერებათა ფიზიკურ-ქიმიური ბუნებისაგან დამოკიდებულებით ერთმანეთისაგან სულ მცირე ხუთი რიგით (ანუ 10^4 -ჯერ) მაინც განსხვავდებიან. ამ შემთხვევაში მნიშვნელოვან ფაქტორს წარმოადგენს ნივთიერების განაწილების კოეფიციენტი ნარევი ნ-ოქტილის სპირტი/წყალი, რომელიც ბიოკონცენტრირების კოეფიციენტთან დადებითად კორელირებს. ამ კოეფიციენტთანაა დაკავშირებული აგრეთვე ორგანიზმთა ისეთი მნიშვნელოვანი თვისება, როგორც ლიპიდთა შემცველობაა. თევზებში, მაგალითად, ნაჩვენებია ექსპონენციალური დამოკიდებულება 1,2,4-ტრიქლორბენზოლის ბიოკონცენტრირების კოეფიციენტსა და ლიპიდთა შემცველობას შორის [11]. როგორც გამოიჩვენა, ამ ნივთიერების ბიოკონცენტრირების კოეფიციენტი ყველა სახეობის თევზებში დაახლოებით ერთნაირი იქნება, თუ მას თევზის საერთო მასაზე კი არა, არამედ მხოლოდ ლიპიდთა შემცველობაზე გადავიანგარიშებთ. ბიოკონცენტრირება სხვა ისეთი ფაქტორებითაც ისაზღვრება, როგორცაა სპეციფიური ბიოქიმიური რეაქციები და მეტრანათა სელექტიური განვლადობა. მიუხედავად ამისა, წყლიდან ლიპოფილური ქიმიკატების დაგროვება ძირითადად წყლოვან ფაზასა და ორგანიზმის ლიპიდურ ფრაქციას შორის განაწილების პროცესის შედეგია.

ბიოგამძრავლება, ანუ დაბინძურებული წყლოვანი ფაზიდან ორგანიზმთა ნივთიერებებით გამდიდრება, ბიოკონცენტრირებასთან შედარებით დაქვემდებარებულ როლს თამაშობს. ამის გამო, წყლოვან ფაზაში არაა გამოვლენილი ეკოლოგიური გამდიდრება. ანუ კვების სხვადასხვა ჯაჭვში ტროფიკული დონის ზრდისას ორგანიზმთა გამდიდრება. კვების ჯაჭვის ბოლოში (მაგალითად, მტაცებელ თევზებში) მაკნე ნივთიერებათა უფრო მაღალ კონცენტრაციებს ჯაჭვის დასაწყისთან (ფიტოპლანქტონებში) შედარებით, წყლიდან ბიოლოგიური კონცენტრირების სახეობის სპეციფიკური განსხვავებით ხსნიან.

წყლის ორგანიზმებისაგან განსხვავებით ხმელეთის ცხოველებში ბიოაკუმულაცია ძირითადად კვების ხარჯზე ხდება. ნიადაგიდან ქიმიური ნივთიერების შეთვისება წვიმის მატლების მიერ, ყოველთვის არ იწვევს მათი ორგანიზმების ქიმიკატებით გამდიდრებას [12]. ამ ორგანიზმთა გარე ზედაპირით ნიადაგთან მჭიდრო კონტაქტის გამო, გამდიდრება არა მარტო ორალურად, არამედ სხეულის მთლიანი ზედაპირით წარმოებს. სავარაუდოა, რომ ნივთიერებით გამდიდრება ნიადაგის ხსნარებიდან გადატანის პროცესებითაა განპირობებული და წყლის ორგანიზმებში დაგროვების პროცესის ანალოგიურია. აქ გადამწვევტი მნიშვნელობა ნივთიერების თვისებებს და ნიადაგის ტიპს უნდა ენიჭებოდეს.

უმაღლესი ცხოველებისათვის დაგროვების კოეფიციენტების დადგენით ნაჩვენებია, რომ საკვებზე დამატებული უცხო ნივთიერების კონცენტრაცია და მისი კონცენტრაცია ცხიმოვან ქსოვილში განაწილების (ნარევი ნ-ოქტილის სპირტი/წყალი) კოეფიციენტთან კორელირებს [13]. ასეთი კორელაცია არსებობს ადამიანისთვისაც, რომელიც დღის სრული რაციონის ანალიზითაა დადგენილი. კორელაცია გამოვლენილია საკვებ პროდუქტებში ნივთიერებათა კონცენტრაციების შედარებით ცხიმოვან ქსოვილში მათ შემცველობასთან.

ხმელეთის ცხოველებში ეკოლოგიური გამდიდრება, ანუ კვებითი ჯაჭვის ყოველ რგოლში გამდიდრების ზრდა ძნელი დასადგენია, რადგან თითქმის შეუძლებელია, მაგალითად, ველური ცხოველების ყოველდღიური რაციონის განსაზღვრა. იგი წლის დროისაგან, ცხოველის ასაკისა და ზომებისაგან, აგრეთვე სასიცოცხლო სივრცისაგან დამოკიდებულებით იცვლება. კიდევ უფრო ძნელია, მათ საკვებში უცხო ნაერთთა რაოდენობრივი შემცველობის განსაზღვრა და შეფასება.

უმაღლეს მცენარეებში დადგენილია ნიადაგში არსებული უცხო ნაერთებით გამდიდრების უნარი. შეთვისებისა და გადანაწილების გზები აქ საკმაოდ მრავალფეროვანია. მათგან მნიშვნელოვანია:

- შეთვისება ფესვებით და წველის მოძრაობით მცენარის მიწისზედა ნაწილებში ტრანსპორტირება
- ნიადაგიდან გამოყოფილი აქროლადი ნივთიერებების შეთვისება ფოთლებით
- ნიადაგის ნაწილაკებიდან და მტვრიდან ნივთიერების შეწოვა ფოთლების მიერ.

საბოლოო ჯამში ნივთიერებათა საშუალო კონცენტრაცია მცენარეში

მათი მოხვედრის გზების კომბინაციების შედეგად მყარდება [14]. აღნიშნული გზები განსხვავებულადაა დაკავშირებული ნივთიერებათა ფიზიკურ-ქიმიურ თვისებებთან. დადგენილია, რომ ნიადაგიდან არაპოლარული ნივთიერებები პოლარულთან შედარებით უფრო ადვილად შეითვისება, ხოლო ფესვებიდან მიწისზედა ნაწილებში შედარებით ადვილად საშუალო პოლარობის მქონე ნივთიერებები გადაიტანება.

ქიმიური ნივთიერებებით გამდიდრების შემდეგ მათი გავრცელება (ბიოტური გადატანა) ძირითადად ცხოველთა აქტიური მოძრაობის, ან კვებით ჯაჭვში გადაცემის გზით ხდება. ამავე გზით ხორციელდება ქსენობიოტიკების გავრცელება ადამიანის მიერ, განსაკუთრებით თუ ეს ეხება სამეურნეო მნიშვნელობის მასალებს, კერძოდ სოფლის მეურნეობის პროდუქტებს, რომლებიც ლოკალური და რეგიონალური მასშტაბებით გადაიტანება.

3.3 გარემოში უცხო ნაერთთა სტაბილურობისა და დაშლისადმი მიდრეკილების კრიტერიუმები

სტაბილურობის ცნებაში, ჩვეულებრივ, გარემოში უცხო ნაერთთა მდგრადობა იგულისხმება. ეკოსფეროს ყოველი სპეციფიკური გარემოსათვის სტაბილურობას მასში ნივთიერების არსებობის ხანგრძლივობა განსაზღვრავს, ვიდრე იგი ფიზიკურად არ გამოიდევნება ან ბიოქიმიურად არ დეგრადირდება. აუცილებელია განვასხვაოთ უცხო ნაერთთა მიზნობრივი ანუ სასურველი და არასასურველი სტაბილურობა. პირველი მათგანი, ქიმიური ნივთიერების ტექნოლოგიური გამოყენებისას წინამძღვარს წარმოადგენს. გამოყენების განსაზღვრულ პირობებში ხშირად მას ხელოვნურადაც კი ზრდიან (მაგალითად, საცხებ მასალებში სტაბილიზატორების შეტანა). სხვადასხვა ტექნოლოგიური რეჟიმის დაცვისას, მასალათა სტაბილურობა აუცილებლად შენარჩუნებული უნდა იყოს დროის იმ მონაკვეთებისათვის, რომელიც გამოყენების დადგენილ ვადებს ემთხვევა. მაგალითად, პლასტმასები და ლაქსალებები, რომლებიც მშენებლობაში გამოიყენება, სასურველია გამოირჩეოდნენ რაც შეიძლება მაღალი მდგრადობით და გარემოს გავლენით მინიმალურად იცვლებოდნენ. ზედაპირულად აქტიური ნივთიერებები პირიქით, გამოყენების პროცესში უმცირეს სტაბილურობას უნდა ავლენდნენ [15]. რასაკვირველია, სასურველია, რომ ყველა ქიმიური მასალა მაღალ სტაბილურობას ფლობდეს განსაკუთრებით მათი შენახვის პერიოდში.

არასასურველი მდგრადობა, რომელიც გამოყენების ვადას აღემატება, არაორგანული და ორგანული ნივთიერებისათვის განსხვავებულია. ყველა არაორგანული ქიმიური პროდუქტი მისი შემადგენელი ელემენტების აბსოლუტური სტაბილურობის გამო, არასასურველად მდგრადებს მიეკუთვნება.

პესტიციდებისათვის, კერძოდ კი ქლორწყალბადური პესტიციდებისათვის არასასურველი სტაბილურობის ცნება პირველად 1971 წელს IUPAC-ის (თეორიული და გამოყენებითი ქიმიის საერთაშორისო კავშირი) სიმპოზიუმზე [16] განისაზღვრა: “ნივთიერებას გააჩნია არასასურველი სტაბილურობა, თუ მისი გაზომვადი რაოდენობა არსებობას აგრძელებს რომელიმე განსაზღვრული ფორმით. ოპტიმალურ ქიმიურ პროდუქტს, როგორც ჩანს, გააჩნია მხოლოდ ისეთი სტაბილურობა, რომელიც მინიჭებული ფუნქციის შესრულების შემდეგ უნაშთოდ იშლება. იმის გამო, რომ ასეთი პირობების შენარჩუნება უაღრესად ძნელია, საჭიროა გამოყენების პერიოდისა და მოქმედების ხანგრძლივობის პერიოდულობის შეთანაწყობა”.

უცხო ნივთიერებათა სტაბილურობაში დიდი მნიშვნელობა აქვს არამარტო გარემოს აბიოტურ ან ბიოტურ ზეგავლენას, არამედ თვით ქიმიური ნივთიერების სტრუქტურას. არაგანმტოვებელი ალკილური ჯგუფები უფრო ნაკლებ სტაბილურობა, ვიდრე განმტოვებელი; ალკენები ნაკლებად მდგრადებია, ვიდრე ალკანები, ხოლო ალკანები ნაკლებ მდგრადებია, ვიდრე არომატული ნაერთები. არომატულ ბირთვში ჩანაცვლებული ჯგუფების რიცხვის გაზრდით, სტაბილურობა იზრდება. ისეთი ჩანაცვლებული, როგორებიც ჰალოგენები, განსაკუთრებით ფტორი და ქლორი, სტაბილურობას უფრო ზრდიან, ვიდრე ალკილური ჯგუფები. ტრიაზინური ბირთვები ბენზოლის ბირთვთან შედარებით მომეტებულ სტაბილურობას ამჟღავნებენ.

ორგანულ ნივთიერებათა მხოლოდ სრულ მინერალიზაციას, ანუ მცირე მოლეკულური მასების მქონე არაორგანულ პროდუქტებად (CO , CO_2 , H_2O , HCl , H_2S , NH_3 და ა.შ.) დაშლას შეუძლია მათგან გარემოს გასუფთავება. რამდენად სწრაფად და რა გზით წარმართება ეს პროცესი, არა მხოლოდ გარემოს ქიმიურ სტრუქტურაზე ან მის თვისობრივ და რაოდენობრივ უნარზე დამოკიდებული, არამედ ფიზიკურ ფაქტორებზეც.

ნიადაგსა და წყლოვან გარემოში უცხო ნაერთთა სრული დეგრადაციის ძირითადი გზა მაინც მათი ბიოლოგიური მინერალიზაციაა. თითქმის ყველა შემთხვევაში იგი განსაზღვრული ჯგუფის

მიკროორგანიზმებით ხორციელდება, რომელთაც უცხო ნივთიერებების მეტაბოლიზება და საკუთარ კვებაში მათი, როგორც ნახშირბადის ერთადერთ წყაროდ გამოყენება შეუძლიათ.

აღნიშნულთან დაკავშირებით აუცილებლად მიგვაჩნია შეგვირდეთ ნავთობით გარემოს დაბინძურების პრობლემაზე. ახლო მომავალში ეს უმნიშვნელოვანესი ეკოლოგიური ამოცანა რადიკალურად გადასაწყვეტი შეიქმნება ჩვენი ქვეყნისათვისაც.

ექსპერტთა მონაცემებით, ნიადაგის დაბინძურების მასშტაბებმა, რომლებიც ნავთობმომპოვებელი საწარმოების მიერაა გამოწვეული, შეიძლება ათასობით ჰექტარი ფართობი მოიცვას. არსებული მექანიკური, თერმული და ფიზიკურ-ქიმიური მეთოდებით ნავთობისაგან დაბინძურებული ნიადაგის გაწმენდა, ერთი მხრივ, მეტად ძვირია, მეორე მხრივ კი დაბინძურების მხოლოდ განსაზღვრულ დონეზეა (როგორც წესი, ნიადაგში 1%-ზე მეტი ნავთობი არ უნდა იყოს) ეფექტური [17]. მიკრობიოლოგიური მეთოდები (ბაქტერიები, მიკროსკოპული სოკოები) ამ შემთხვევაში ავსებენ არსებულ ტექნოლოგიებს, ხოლო გარკვეულ პირობებში, მათ საერთოდ არ გააჩნიათ ალტერნატივა.

არსებობს ნავთობში შემავალი ნახშირწყალბადების ბიოლოგიური დეგრადაციის ორი პრინციპული გზა: ნავთობდამჟანგავი ბუნებრივი (აბორიგენული) მიკროფლორის განვითარების სტიმულაცია ოპტიმალური პირობების შექმნით (აერაციით, აზოტ-ფოსფოროვანი სასუქების ან ემულგატორების შეყვანით და სხვ.), და დაბინძურებულ ნიადაგში აქტიური ნავთობდამჟანგავი მიკროორგანიზმების ხელოვნური გამრავლება. მრავალი სპეციალისტი, განსაკუთრებით გერმანიაში, უპირატესობას პირველ მიმართულებას ანიჭებს და თვლის, რომ აქტიური ბაქტერიების გამოყენება მცირედ ეფექტურია. მიუხედავად ამისა, იქმნება სიტუაციები, როდესაც ნავთობდამჟანგავი ბაქტერიული პრეპარატების გამოყენება არამცთუ გამართლებულია, არამედ აუცილებელიცაა. მკაცრი ზამთრის პირობებში ბიოდეგრადაციის პროცესები შენელებულია და ამ შემთხვევაში აქტიური მიკროფლორის ინტროდუქციას გადაწყვეტი როლის შესრულება შეუძლია [18].

მიკროორგანიზმების ზოგიერთი ველური ფორმები (*Pseudomonas*, *Arthrobacter*, *Rodococcus*, *Flavobacterium*, *Xanthomonas*, *Mucrococcus* და მრავალი სხვა) ნავთობში შემავალი ნახშირწყალბადების უტილიზაციას ახდენენ. თავის მხრივ, ნახშირწყალბადების ფართო სპექტრი მიკრობული

დესტრუქციის მიმართ განსხვავებულ სტაბილურობას ამჟღავნებს. ნელმი ნავთობი და მისი გადამუშავების პროდუქტები თავისი ბიოდეგრადაციის უნარის მიხედვით შემდეგი რიგით ლაგდებათ: ყველაზე ადვილად ნელმი ნავთობი დეგრადირდება, შემდეგ ნავთი და საწვავი ზეთები. ბიოტრანსფორმაციას ყველაზე სუსტად მაზუთი ემორჩილება. ეს იმითაა გამოწვეული, რომ მასში დიდი რაოდენობითაა წარმოდგენილი ნახშირწყალბადების მძიმე ფრაქციის, კერძოდ ფისოვან-აფალტენური ნაერთები. ეს ნივთიერებები ჟანგვისას შესქელებას განიცდიან და ნიადაგის ზედაპირული ფენის ცემენტირებას ახდენენ, რაც დამლუპველად მოქმედებს მის ფიზიკურ-ქიმიურ თვისებებზე. ნიადაგის ცემენტირებული ფენა მიკროორგანიზმებისათვის პრაქტიკულად შეუღწევადია. ამიტომ ბუნებრივ პირობებში მის ბიოდეგრადაციას რამოდენიმე ათეული წელი სჭირდება [19].

სადღესოდ ლაბორატორიულ პირობებში განხორციელებულია მაზუთის მიკრობული დაშლა. მიღებულია სათანადო მიკრობ-დესტრუქტორების შტამები, რომლებიც ამ პროდუქტის სრულ დაშლას და მისი ცალკეული კომპონენტების ტრანსფორმაციას ანხორციელებენ უჯრედისათვის დამახასიათებელი ენდოენურ ნაერთებამდე. მაზუთის მრავალკომპონენტანობა და მის შემადგენლობაში არსებული ქიმიური ნივთიერებების მრავალგვარობა, არ იძლევა იმის შესაძლებლობას, რომ ერთი რომელიმე შტამი-დესტრუქტორით მის სრულ დეგრადაციას მივაღწიოთ. საეარაუდოა, რომ ამ შემთხვევაში საჭირო ხდება შტამების ასოციაციის შექმნა, რომლის ყოველი წევრი ნავთობპროდუქტის განსაზღვრული კომპონენტის ტრანსფორმაციას მოახდენს [20].

მიკრობიოლოგიური პროცესების სრულყოფისა და გააქტიურების საკითხები ინტენსიურად მუშავდება პესტიციდების დეგრადაციის მისაღწევად. წყლოვან-ნიადაგური სისტემებიდან პესტიციდების გამოსაყვანად ჩვეულებრივ ისეთი ფიზიკურ-ქიმიური მეთოდები გამოიყენება, როგორც ნახშირბადით სორბირება [21]. მიუხედავად ამისა, აგრობიოცენოზიდან პესტიციდებისა და მათი დაშლის პროდუქტების სრული მოცილებისათვის ეს არასაკმარისია. ამ შემთხვევაშიც ფართო გამოყენება უნდა ჰპოვონ ინტროდუქციურულმა მიკროორგანიზმებმა. ფიზიკურ-ქიმიურ მეთოდებთან პესტიციდთა დესტრუქტორი მიკროორგანიზმების მეტაბოლური შეთანაწყობა ყველაზე პერსპექტიულ მიდგომას წარმოადგენს. ამჟამად მუშავდება ახალი ადსორბციული მეთოდები და ტექნოლოგიური ხერხები პესტიციდთა სრული დეგრადაციისათვის იმობილიზებული შტამი-დესტრუქტორების ოპტიმალური პირობების

შესაქმნელად [22-23].

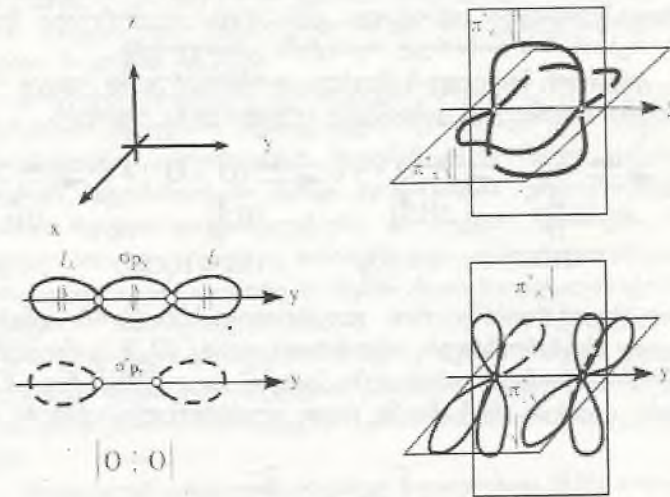
ნიადაგში უცხო ორგანული ნაერთის დაშლისას გამოყოფილი CO_2 -ის დროში ცვლილება სივრცითი მრუდის ხასიათს ატარებს. პროცესის მცირე საწყის პერიოდს, რომელიც ქიმიური პროდუქტისადმი მიკროფლორის ადაპტაციას სჭირდება, ძლიერ სწრაფი დაშლის ფაზა მოსდევს. იგი პირველი რიგის კინეტიკურ განტოლებას ემორჩილება (საწყისი ნივთიერებების კონცენტრაციის ექსპონენციალური კლება ხდება). მას ცვლის მესამე – შენელებული დაშლის ფაზა, როდესაც სუბსტრატის კონცენტრაცია მიკრობული მეტაბოლიზმისათვის უკვე არასაკმარისია. ამ ფაზის მაღალიტირებული ფაქტორი შეიძლება იყოს ნიადაგში უცხო ნაერთის დიფუზია [24-25]. აქვე უნდა აღინიშნოს, რომ ნიადაგში ქიმიური ნაერთის სრული მინერალიზაცია თითქმის არასდროს არ ხდება და ყოველთვის გვხვდება ნარჩენი კონცენტრაცია, რომლის რაოდენობა პროდუქტის საწყის კონცენტრაციაზე დამოკიდებული.

3.4 ქსენობიოტიკა აბიოტური გარდაქმნების ძირითადი გზები

უცხო ნაერთთა აბიოტურ გარდაქმნებში გარემო ფაქტორების (მოლეკულური ჟანგბადის, ოზონის, სინათლის, წყლის და ა.შ.) ზემოქმედებით მათი სტრუქტურების რღვევა და დეგრადაცია იგულისხმება. ამ გარდაქმნიდან მნიშვნელოვანია: 1. ჟანგვა-აღდგენითი პროცესები, რომლებსაც ქსენობიოტიკები ჟანგბადის ან მისი რეაქციისუნარიანი რადიკალების უშუალო ზემოქმედებით განიცდიან. თავის მხრივ ჟანგბადის აქტიური ფორმები ატმოსფეროსა და წყლებში ძირითადად ფოტოქიმიური გარდაქმნებით მიიღება. მოკლედ განვიხილოდ ამ ფორმათა აღნაგობა და ბუნება.

ძირითადად, ე.წ. ტრიპლეტურ ($^3\Sigma$) მდგომარეობაში მოლეკულური ჟანგბადი ბირადიკალს წარმოადგენს, რადგან ორი გაუწყვილებელი ელექტრონი აქვს და პარამაგნიტურ თვისებებს აკლენს (პარამაგნიტურია ნივთიერება, რომლის ატომებს ან მოლეკულებს გარე მაგნიტური ველის არარსებობისას გააჩნია ნულისაგან განსხვავებული მაგნიტური მომენტი). ელექტრონულ-აღგზნებულ მოლეკულას სინგლეტური – O_2 ($^1\Delta_g$) ჟანგბადი ეწოდება. ელექტრონული გარსები ერთმანეთზე გავლენას არ ახდენენ. $2s$ ატომური ორბიტალები ორი განუყოფელი წყვილის ორბიტალს წარმოქმნიან. ორი

ატომგულის შემაერთებელ ხაზს თუ კოორდინატთა სისტემის ღერძად მივიღებთ, მაშინ $2p_x$ ატომური ორბიტალები σ -დამაკავშირებელ (σp_x) ორბიტალს და გამთიშველ ($\sigma^* p_x$) მოლეკულურ ორბიტალს წარმოქმნიან. ოთხი ატომური ორბიტალი მთლიანად სიმეტრიულია ბირთვების შემაერთებელი ღერძის მიმართ (სურათი 2) [26].

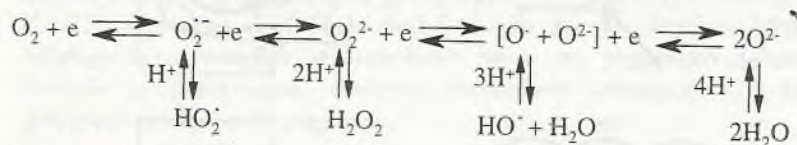


სურათი 2. ძირითად ელექტრონულ მდგომარეობაში ჟანგბადის მოლეკულური ორბიტალების სივრცობრივი განლაგება და შევსება.

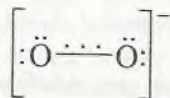
$2p_x$ და $2p_y$ ატომური ორბიტალებიდან ორი π -დამაკავშირებელი და ორი π^* -გამთიშველი ორბიტალი მიიღება. ჟანგბადის მოლეკულაში ორი ელექტრონი გამთიშველ ორბიტალზე თავსდება. ძირითად ტრიპლეტურ მდგომარეობაში ეს ელექტრონები, ჰუნდის წესის თანახმად, პარალელური სპინებით თანაბარი ენერჯიის მქონე π_x და π_y ორბიტალებზე სახლდებიან. ჟანგბადს $\sigma - \pi - \pi$ დამაკავშირებელი ღერძი და გამთიშველ მოლეკულურ ორბიტალზე ორი პარალელური სპინის მქონე დამატებითი ელექტრონი გააჩნია. ჟანგბადის მოლეკულა ორი გამთიშველი ელექტრონის π^* -ორბიტალიდან ერთ-ერთზე გადატანისას, სინგლეტურ მდგომარეობაში მყოფ დიამაგნიტს წარმოადგენს (დიამაგნიტურია ნივთიერება, რომლის

ატომის ან მოლეკულის მაგნიტური მომენტი გარე მაგნიტური ველის არარსებობისას ნულის ტოლია. ამ დროს ყველა ელექტრონის მაგნიტური მომენტი ურთიერთკომპენსირებულია), რომლის ენერგია ტრიპლეტურ მდგომარეობაში მყოფ პარამაგნიტური ჟანგბადის ენერგიაზე - 23 კკლ/მოლით მეტია. სინგლეტურ მდგომარეობაში ჟანგბადს ერთი π^* დაუკავებული და ერთი შევსებული ორბიტალი აქვს, რაც ელექტრონთა ძლიერ აქცეპტორებთან მის დონორულ თვისებებს განაპირობებს.

ჟანგბადის მოლეკულას შეუძლია თანმიმდევრულად აღდგეს ოთხი ელექტრონით, რომლებიც გამთიშველ ორბიტალებზე თავსდება;

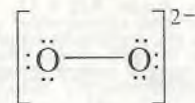


ძირითად მდგომარეობაში ერთი ელექტრონის მიერთებისას ჟანგბადის მოლეკულა სუპეროქსიდურ ანიონ-რადიკალად (O_2^-) გარდაიქმნება. ელექტრონი გამთიშველ ორბიტალზე "ჯდება" და კავშირის რიგი 1/2-ით მცირდება. ითვლება, რომ ანიონს ასეთი ელექტრონული აღნაგობა აქვს:



ე.ი. ანიონს ელექტრონთა კენტი რიცხვი აქვს, ერთი ერთმაგი და ერთი სამეულექტრონიანი კავშირის მქონე სისტემას წარმოადგენს, რაც მის პარამაგნიტიზმს განაპირობებს. მოლეკულურ ჟანგბადთან შედარებით იგი ნაკლებად მტკიცეა, თუმცა აპროტონულ გამხსნელებში დიდხანს არსებობა შეუძლია.

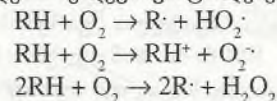
მოლეკულურ ჟანგბადთან ორი ელექტრონის ან სუპეროქსიდთან ერთი ელექტრონის მიერთებისას ორმუხტიანი ანიონი (O_2^{2-}) წარმოიქმნება. ასეთი სახით ჟანგბადი მრავალი ზეჟანგური ნაერთის შემადგენლობაში შედის. ორივე შემთხვევაში ადგილი აქვს ენერგიის შთანთქმას (პროცესი ძლიერ ენდოთერმულია). ანიონის ელექტრონული აღნაგობა შეიძლება ასე წარმოვიდგინოთ:



ე.ი. მოლეკულას ელექტრონთა წყვილი რიცხვი გააჩნია და ერთმაგ კავშირს შეიცავს. იგი სუპეროქსიდთან და მოლეკულურ ჟანგბადთან შედარებით ნაკლებად მტკიცეა.

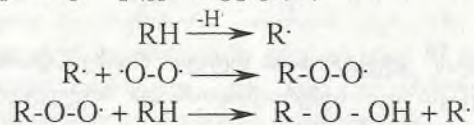
ჟანგბადით დაჟანგვის პროდუქტები (H_2O_2 , H_2O) სინგლეტურ მდგომარეობაში იმყოფებიან. ასეთივე მდგომარეობაშია გარემოს ორგანული დამბინძურებლებიც. ტრიპლეტურ მდგომარეობაში მყოფი ჟანგბადით სინგლეტურ მდგომარეობაში მყოფი ტოქსიკანტის ურთიერთქმედების პირდაპირი რეაქცია და სინგლეტური პროდუქტის წარმოქმნა სპინ-აკრძალული პროცესია. ბუნებრივ პირობებში იგი კატალიზატორის გარეშე არ ხორციელდება. ცოცხალ ორგანიზმებში ასეთი ბიოკატალიზატორებია ფერმენტები - მონოოქსიგენაზები (იხ. 9.1.1.1). მათ შემადგენლობაში არსებული ცვალებადი დაჟანგულობის მქონე რკინის იონების გავლენით შესაძლებელი ხდება ტრიპლეტური ჟანგბადის აქტიურ სინგლეტურ აგენტად გარდაქმნა, რასაც შედეგად რკინის იონის სპინური ცვლილება მოსდევს.

მოლეკულურ ჟანგბადთან ორგანულ ნივთიერებათა (RH) პირდაპირი რეაქცია შეიძლება შემდეგი განტოლებებით აღიწეროს:

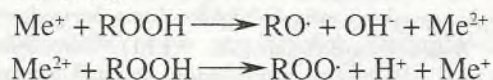


ორგანულ ნივთიერებათა უმრავლესობას ამ რეაქციებით დაჟანგვა პრაქტიკულად არ შეუძლია. ამის მთავარი მიზეზი სამივე რეაქციის მაღალი ენდოთერმულობაა. $\text{H}-\text{O}_2$ -ის კავშირის ენერგია -50 კკალ/მოლს შეადგენს, ხოლო პირველ რეაქციაში $\text{R}-\text{H}$ კავშირის დასარღვევად -90-100 კკალ/მოლია საჭირო. ამინებში $>\text{N}-\text{H}$ კავშირთა და სპირტებში $-\text{C}-\text{H}$ კავშირთა ენერგიები ნახშირწყალბადებში არსებულ $\text{R}-\text{H}$ კავშირთა ენერგიებს უახლოვდება; ამიტომ პირველი რეაქციის მიხედვით ამინებისა და სპირტების ჟანგბადთან ურთიერთქმედებაც ძლიერ შენელებულად მიმდინარეობს.

ჟანგვითი რეაქციის ტიპი $RH + O_2 \rightarrow ROOH$ შეიძლება რბილ პირობებში განხორციელდეს და აუტოდაჟანგვას წარმოადგენს. მას შემდეგი რადიკალური მექანიზმები უდევს საფუძვლად:



ჯაჭვური რეაქციის შეწყვეტა უმთავრესად ჯაჭვის გამგრძელებელი რადიკალების ($R\cdot$ და $R-O-O\cdot$) ურთიერთქმედების შედეგია. აუტოდაჟანგვა პეროქსიდებითა და ცვალებადი დაჟანგულობის ხარისხის მქონე მეტალთა იონების უმცირესი რაოდენობით თანამყოფობისას ჩქარდება. იონთა კატალიზურ მოქმედებას მათი პეროქსიდებთან ურთიერთქმედებითა და რადიკალების ზემოქმედებით ხსნიან:



დაბალი რეაქციისუნარიანობის გამო პეროქსიდის რადიკალის სელექტიურობა საკმაოდ მაღალია. უპირველას ყოვლისა, იგი C-H კავშირებს უტევს. აუტოოქსიდაცია ბუნებაში ძალიან ხშირად გვხვდება (მაგალითად, ცხიმებისა და ზეთების დამძაღება, კაუჩუკის დაბერება და სხვ.).

ლიპიდთა აუტოდაჟანგვა შეიძლება გარემოსათვის უცხო ნივთიერებებით (მაგალითად, ღებ-ს საშუალებით) დაჩქარდეს. აუტოდაჟანგვას ადგილი აქვს ნიადაგში, სადაც იგი ჰუმინურ ნივთიერებათა მონომერების აბიოტურ პოლიკონდენსაციას იწვევს. თუ ამ პროცესში ქსენობიოტიკებიც ჩაერთვებიან, მაშინ ე.წ. დაკავშირებული ნარჩენები (ნაშთები) წარმოიქმნება.

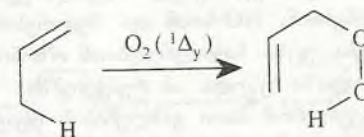
მოლეკულური ჟანგბადიდან ატომური ჟანგბადის გამოყოფა მოკლელაღიანი ულტრაიისფერი სხივების გავლენით შეიძლება განხორციელდეს. ეს პროცესი ატმოსფეროს ზედა ფენებში მიმდინარეობს. დისოციაციის მინიმალური ენერგია 501,9 კჯ/მოლზე შეადგენს [27]. ამ გზით მიღებული ატომური ჟანგბადი ელექტრონულ-აღგზნებულ მდგომარეობაში იმყოფება და სხვა მოლეკულებთან (მაგალითად, N_2 -

თან) რეაგირებისას სწრაფად უბრუნდება მდგრად ძირითად მდგომარეობას. დელამიწის ზედაპირთან ახლოს მყოფ ჰაერში ატომური ჟანგბადი აზოტის დიოქსიდის ფოტოდისოციაციით წარმოიქმნება.

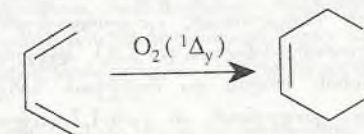
უცხო ნივთიერებებთან ატომური ჟანგბადის ურთიერთქმედება ატმოსფეროს ძლიერ მცირე მოცულობებში მიმდინარეობს. მაგალითისათვის შეიძლება დასახელებულ იქნას ციკლოდიენური ინსექტიციდის – ალდრინის დილდრინად ეპოქსიდირება.

სინგლეტურ ჟანგბადთან უცხო ნაერთთა რეაქციებს ორ ჯგუფად ყოფენ [6]:

1. წყალბადის ალილური ატომის მქონე ოლეფინების ჟანგვა:

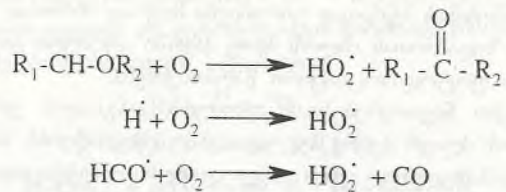


2. α,β -უჯერი ნაერთების ჟანგვა, რომელსაც ტრანსანულარული პეროქსიდების წარმოქმნამდე მივყვართ (“დიენური სინთეზი” ანუ ე.წ. დილს-ალდერის რეაქცია).



სინგლეტური ჟანგბადი მრავალ ქლორირებულ და სტერიულად მიუდგომელი ორმაგი კავშირების მქონე უცხო ნაერთთან საერთოდ არ რეაგირებს. სამაგიეროდ, იგი მნიშვნელოვან როლს უნდა ასრულებდეს NO -ს და NO_2 -ის ფოტოქიმიურ გარდაქმნებში.

წყალბადის პეროქსიდური რადიკალი $HO_2\cdot$ ატმოსფეროში ალკოქსი- და HCO -რადიკალების, აგრეთვე ნახშირწყალბადების ჟანგვისას H -ატომებისაგან წარმოიქმნება:

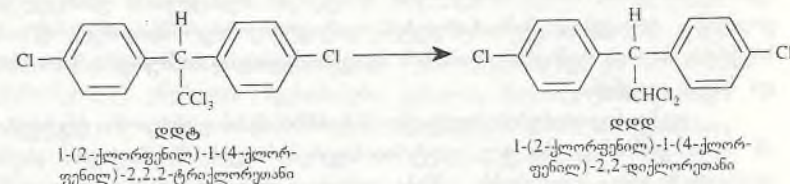
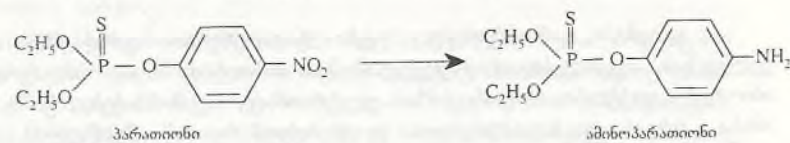
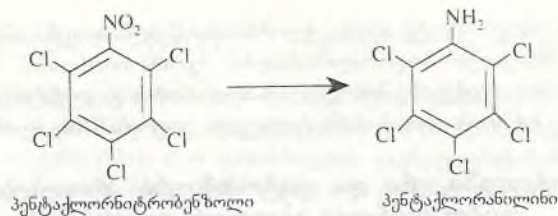


HO₂[·] რადიკალი ატმოსფეროში რეაგირებს სხვა რადიკალებთან, უმნიშვნელოდ O₃-თან, NO-სთან და OH-თან. წყალხსნარებში იგი მნიშვნელოვნად აჩქარებს ორგანული ტოქსიკანტების ფოტოქიმიურ დაშლას.

ატმოსფეროში განსაკუთრებული ადგილი უკავია ოზონს. ყველაზე მეტად იგი ოლეფინებთან, NO-სთან და შედარებით მცირედ NO₂-თან რეაქციებში იხარჯება. უცხო ნივთიერებებთან ოზონის ურთიერთქმედებას კრავმა [28] ოზონოლიზი უწოდა. ამ რეაქციებში ოზონი C-C ჯვერად კავშირებს ისე უტევს, რომ მათი გახლეჩისას რეაქციის პროდუქტებში ნახშირბადის ორივე ატომი ფანგბადითაა "დამუხტული". ნივთიერებათა აღნაგობისაგან დამოკიდებულებით ალკანებიდან ალდეჰიდები, კეტონები, შესაბამისი წარმოებულები, ან შემდგომი ფანგვის პროდუქტები – კარბონმჟავები წარმოიქმნება.

ჰალოგენირებულ ორმაგ კავშირიან ნაერთებთან ოზონის ურთიერთქმედებისას (მაგალითად, ციკლოდიენურ ინსექტიციდებთან, ქლორეთენებთან, ქლორპროპენებთან და ა.შ.), ადგილი აქვს უჯერი ბმების ქლორირების ხარისხის ზრდას და რეაქციის სიჩქარის მნიშვნელოვან კლებას. მაგალითად, ეთილენთან ან ცის-1,2-დიქლორეთანთან ოზონის რეაქციების სიჩქარეთა ფარდობა 25 000:1-ს შეადგენს. ეს წყალბადთან შედარებით ქლორის უადრესად მაღალი ელექტროუარყოფითობით შეიძლება აიხსნას.

უცხო ნაერთთა აბიოტური აღდგენა ძირითადად ანაერობულ პირობებში დანალექი ნაერთების გავლენით წარმოებს [29]. ფანგვა-აღდგენით სისტემას Fe(II)/Fe(III), აგრეთვე ბიობიექტების ცილებთან ბმულ პორფირინებს სუბსტრატთან გარემოში მყოფ ტოქსიკანტთა მოლეკულებზე ელექტრონის გადატანა შეუძლიათ. მაგალითისათვის შეიძლება დავასახელოთ პენტაქლორნიტრობენზოლის და პარათიონის ნიტროჯგუფების აღდგენა ამინოჯგუფებამდე და ღღტ-ს აღდგენითი დექლორირება.



უნდა შევნიშნოთ, რომ მოყვანილ რეაქციებში უცნობია აბიოტური და ბიოტური გარდაქმნების რაოდენობრივი წილი. საერთოდ, უცხო ნაერთთა აღდგენის პროცესებს აბიოტურიდან ბიოტურზე გარდამავალ გარდაქმნებად განიხილავენ.

უცხო ნივთიერებები, მათი სტრუქტურის შესაბამისად, განიცდიან ჰიდროლიზურ დაშლას ჰიდროფილურ პროდუქტებად. ამ მხრივ კარგადაა შესწავლილი პესტიციდების შესაბამისი. ბუნებრივ პირობებში მათი ჰიდროლიზი ტოქსიკურობის დაკარგვას იწვევს. აქედან გამომდინარე, მთელი რიგი პესტიციდების წყლოვან გარემოში ჰიდროლიზის სიჩქარე მნიშვნელოვან კრიტერიუმს წარმოადგენს გარემოში ამ ქიმიური ტოქსიკანტების სიცოცხლის ხანგრძლივობის შესაფასებლად.

წყალხსნარებში ფოსფორორგანული ინსექტიციდების რეაქციისუნარიანობა მნიშვნელოვნად მატულობს ტემპერატურის გაზრდით. მათი შესაბამისი მაღალი სიჩქარე pH>6-ზე იმაზე მიუთითებს, რომ ისინი

ადვილად იშლება ტუტე არეში. ქლორნახშირწყალბადოვანი ინსექტიციდებს შორის მრავალი ჰიდროლიზისადმი მგრძობიარობას ამჟღავნებს. ჰიდროლიზის რეაქციაზე მოლეკულის პოლარობის გავლენა თვალსაჩინოდაა ნაჩვენები ბენზონის მჟავას ჩანაცვლებული ეთერების მაგალითზე.

3.5 ფოტოფიზიკური და ფოტოქიმიური პროცესების როლი უცხო ნაერთთა აბიოტურ გარდაქმნებში

გარემოს დაბინძურებულ უცხო ნივთიერებათა გარდაქმნების კვლევისას აუცილებლად მხედველობაშია მისაღები ისეთი მძლავრი აბიოტური ფაქტორი, როგორც მზის ულტრაიისფერი გამოსხივება. გარდა ამისა, ორგანულ ნივთიერებათა ფოტომდგომარეობის შესწავლისას (განსაკუთრებით, როცა მოდელური სისტემები მუშავდება), უპირველეს ყოვლისა, პროცესის მიმდინარეობის ფიზიკურ-ქიმიურ პირობებს (მზის სპექტრს, ჰაერის ტემპერატურას, მის შედგენილობას, დაბინძურების ხარისხს და სხვ.) ადგენენ.

უცხო ნივთიერების მოლეკულის ჩონჩხი, მისი ფუნქციური ჯგუფები ან მათი კომბინაციები თუ ულტრაიისფერ სხივებს შთანთქავენ, ისეთ ფოტოფიზიკურ პროცესებს ექნება ადგილი, როგორცაა დიპოლური, არაგამოსხივებადი, გამოსხივებადი და ენერგიის გადატანასთან დაკავშირებული გადასვლები. თუ ტროპოსფეროში ქლოროფანული ნაერთების ქიმიურ გარდაქმნებს გავაღვივებთ თვალს, ძნელი არ იქნება შემდეგი შესაძლო გარდაქმნების რეგისტრირება [30]:

- შიდამოლეკულური გარდაქმნები, რომლებიც მხოლოდ აგზნებულ მდგომარეობაში კონტროლდება და სხვა თანამონაწილეებს არ საჭიროებს (მაგალითად, ციკლოდიენური ინსექტიციდების ფოტოიზომერიზაცია)
- მოლეკულათაშორისი გარდაქმნები, რომლებიც სხვადასხვა აქტიურ და არააქტიურ ნაწილაკებს შორის ხორციელდება (მაგალითად, ქლორნახშირწყალბადური ინსექტიციდების დექლორირება).

მზის სინათლე ელექტრომაგნიტური მოვლენაა. მისი გავლენით წარმართული ნებისმიერი რეაქცია ფოტოქიმიურს განეკუთვნება. საერთოდ, ელექტრომაგნიტური გამოსხივება შემდეგი პარამეტრებით ხასიათდება: ტალღის სიგრძით, რხევის სიხშირით, ქვანტის (ფოტონის) მასით და ქვანტის ენერგიით. ეს პარამეტრები ერთმანეთს შემდეგი დამოკიდებულებით უკავშირდებიან:

$$\lambda\nu=c; \quad \nu=c/\lambda; \quad \lambda=c/\nu; \quad \epsilon=h\nu; \quad \lambda=h/(m\nu)$$

λ - ელექტრომაგნიტური ტალღის სიგრძეა (იზომება ანგსტრემებში $\text{\AA} = 10^{-8}$ სმ, ან ნმ-ში 10^{-9} მ) ν - რხევის სიხშირე (იზომება რხევების რიცხვით წმ-ში - ჰერცებში), c - გამოსხივების გავრცელების სიჩქარე (სინათლის გავრცელების სიჩქარე $3 \cdot 10^8$ მ/წმ), ϵ - ქვანტის ენერგია, h - პლანკის მუდმივა ($6.62 \cdot 10^{-27}$ ერგ.წმ), m - ნაწილაკის მასა და ν - მისი მოძრაობის სიჩქარე.

გამოსხივების ინფრაწითელ ოლქში ქვანტები შედარებით მცირე ენერგიას ფლობენ, ამიტომ ისინი ნაკლებად აქტიურნი არიან. ნივთიერებათა მიერ ამ სხივების შთანთქმისას მოლეკულათა რხევითი მოძრაობა ჩქარდება, მაგრამ ქიმიური რეაქცია არ აღიძვრება. ეს სხივები მშთანთქმელი სისტემის ტემპერატურას ზრდიან.

ქიმიური კავშირების ენერგიები უმეტეს შემთხვევაში 30-100 კკალ/მოლის ინტერვალში იმყოფება. ერთ ქიმიურ ბმაზე ეს - 1-10 ელექტრონვოლტ ენერგიას შეესაბამება. ცხადია, ნივთიერების ქიმიურ მდგრადობაზე მხოლოდ ის გამოსხივება იმოქმედებს, რომლის ქვანტსაც მოცემულ სიდიდეზე ნაკლები ენერგია არ ექნება. ქვანტებს, რომელთაც აღნიშნულ ინტერვალზე მაღალი ენერგია აქვთ, ფოტოქიმიური ქვანტები ეწოდებათ. მათ შეუძლიათ არსებითად შეცვალონ ნივთიერების ვალენტური კავშირები, ალაგზნონ მოლეკულები, გამოიწვიონ მისი შინაგანი სტრუქტურის ცვლილებები და დაარღვიონ შიდამოლეკულური ბმები. მთელ რიგ შემთხვევებში ფოტოქიმიური ქვანტების გავლენით მოლეკულები მაღალი რეაქციის უნარის მქონე ცალკეულ ატომებად ან თავისუფალ რადიკალებად იშლებიან.

ქიმიაში მიღებულია ენერგიების ისეთ ერთეულებში გამოსახვა, რომელიც ფოტოქიმიურ გარდაქმნებს იწვევს და 200 ნმ-ზე 143 კკალ/მოლს, 300 ნმ-ზე 95 კკალ/მოლს შეადგენს. ეთანში C-H კავშირის დასარღვევად 88 კკალ/მოლია საჭირო, ხოლო C-C კავშირის დარღვევა 98 კკალ/მოლი ენერგიის დახარჯვას მოითხოვს. წყალბადისა და ენგბადის ატომებს შორის კავშირის სიმტკიცე 199 კკალ/მოლის რივისაა. წყალბადის ზეჟანგში O-O და O-H კავშირის ენერგიები შესაბამისად 52 და 90 კკალ/მოლს შეადგენს. კავშირის ენერგია მნიშვნელოვნადაა დამოკიდებული მოლეკულის ტიპზე, ნივთიერების ფიზიკურ მდგომარეობაზე და რეაქციის მიმდინარეობის მექანიზმზე. ულტრაიისფერ სხივებს, როგორც ჩანს,

სხვადასხვა ქიმიური რეაქციების განსახორციელებლად სათანადო ენერგია გააჩნიათ. ისინი ელექტრომაგნიტურ ტალღათა ერთობლიობას ქმნიან, რომელთაც 40-დან 400 Å-მდე (4-400 ნმ) ტალღის სიგრძე აქვთ. ქიმიური კვლევისას ყველაზე ხშირად გამოსხივების 300-400 ნმ-ის მქონე ოლქს იყენებენ.

ტალღის სიგრძის ზრდისას ქვანტის ენერგია კლებას განიცდის. შედარებით მარტივ ნივთიერებებში (მაგალითად, ჰერბიციდების უმრავლესობაში) 450 ნმ ტალღის სიგრძის მქონე ქვანტი (იისფერი-ლურჯი სინათლე), რომელიც 65 კკალ/მოლ ენერგიას ფლობს, არავითარ ქიმიურ ცვლილებებს არ იწვევს, თუმცა ნივთიერებები ინტენსიურად შთანთქავენ ტალღის სიგრძის ამ ოლქის ენერგიას.

ენერგიის შთანთქმა რა თქმა უნდა ნებისმიერი ფოტოქიმიური რეაქციის განხორციელების აუცილებელი პირობაა. თუ ავაგებთ შთანთქმული ენერგიის რაოდენობის ტალღის სიგრძესთან დამოკიდებულების გრაფიკს, შთანთქმის სპექტრს მივიღებთ. ულტრაიისფერ ოლქში ენერგიის შთანთქმა ელექტრონების აგზნებას იწვევს, რამაც შეიძლება ქიმიური კავშირის რღვევა, ახალი კავშირის წარმოქმნა, ფლუორესცენცია, ან სითბოს სახით ენერგიის გაბნევა გამოიწვიოს. არმატულ ნაერთთა უმრავლესობა სინათლეს ინტენსიურად შთანთქავს ულტრაიისფერ ოლქში, ანუ შთანთქმის ულტრაიისფერ სპექტრს ფლობს. ამ ნივთიერებათა ელექტრონული სპექტრების მაქსიმუმები, როგორც წესი, 220-400 ნმ-ის დიაპაზონშია.

დამოკიდებულებას ნივთიერების მიერ შთანთქმულ სხივურ ენერგიასა და ფოტოქიმიურად მორეაგირე ნივთიერების რაოდენობას შორის ამყარებს აინშტაინის კანონი, რომლის თანახმად, ყოველი შთანთქმული ქვანტი ერთ ფოტოქიმიურ რეაქციას ანხორციელებს, ანუ მხოლოდ ერთ მოლეკულას გარდაქმნის.

ფოტოქიმიური რეაქციების ძირითადი ტიპებიდან მნიშვნელოვანია ფოტოსინთეზი (მაგალითად, კაპროლაქტამის მიღება ფოტოპოლიმერიზაციით) და ფოტოლიზი (მყარი, თხევადი და აირადი ნივთიერებების დაშლა). დაშლის პროდუქტების ბუნების მიხედვით არჩევენ ფოტოლისოციაციას (ელექტრონეიტრალურ ნაწილაკებად დაშლას) და ფოტოიონიზაციას (დამუხტულ ნაწილაკებად დაშლას). ცნობილია ფოტოქიმიური რეაქციების სხვა ტიპებიც: მოლეკულის შიგნით ატომთა გადაჯგუფება (ფოტოიზომერიზაცია), ფოტოქიმიური ჟანგვა-აღდგენა და სხვ [31].

ლიტერატურა:

1. Mackey D., Paterson S. Calculating Fugacity. Environ. Sci. Technol. 15, 1006-10014, 1981.
2. ი. გაფრინდაშვილი, კ. გორდეზიანი, მ. გორდეზიანი. სინათლე, სითბო, ნიადაგი, მცენარე. თბილისი, საბჭოთა საქართველო, 1969.
3. Нерпин С.В., Чудновский А.Ф. Физика почвы М., Наука, 1967.
4. Bailey G.W., White J.C. Factors Influencing the Adsorption Desorption and Movement of Pesticides in Soil, Residue Rev., 32, 29-92, 1970.
5. Bear J. Hydraulics of Groundwater McHill Book Comp. N.Y. 1979.
6. Кorte Ф., Бахадир М., Клайн В., Лай Я.П. Парлар Г., Шойнерт И. Экологическая химия. Основы и концепции М., Мир, 1996
7. Spencer W.F., Farmer W.J., Cliath M.M. Pesticide Volatilization, Residue Rev., 49, 1-47, 1973.
8. Пейве Я.В. Биохимия почв. М., Гос.Изд. Сельскохозяйств. литературы, журн. и плакатов, 1961.
9. Miller D.R. Models for Total Transport, in Principles of ecotoxicology, Butler G.C (Herausgeb) Scope. 12, John Willey and Sons, N.Y.-Chichester S, 71-90, 1978.
10. Ernst W. Accumulation in Aquatic Organisms, in: Appraisal of Tests to Predict the Environmental Behaviour of Chemicals, Sheehan P., Korte F., Klein W., Bourdeau Ph. (Herausgeb) Scope. 25, John Willey and Sons, N.Y.-Chichester S, 243-255, 1985.
11. Geyer H., Scheunert J., Korte F., Relationship Between the Lipid content of Fish and Their Bioconcentration Potencial of 1,2,4-trichlorbenzene, Chemosphere, 14, 454-555, 1985.
12. Moriarty F. Bioaccumulation in Terrestrial Food Chains in: Appraisal of Tests to Predict the Environmental Behaviour of Chemical, Sheehan P., Korte F., Klein W., Bourdeau Ph. (Herausgeb) Scope. 25, John Willey and Sons, N.Y.-Chichester S, 257-284, 1985.
13. Geyer H., Scheunert J., Korte F. Bioconcentration Potencial of Organic Environmental Chemicals in Hymans, Regul. Toxicol. Pharmacol, 6, 313-347, 1986.
14. Topp E., Scheunert J., Attar A., Korte F. Factors Affecting the Uptake

- of ^{14}C -labelled Organic Chemical by Plant from Soil. *Ecotox. Environ. Safety*, 11, 219-228, 1986.
15. Commission of the European Communities, 20th Meeting Ecotoxicology Section the Scientific Advisory Committee Toxicology and Ecotoxicology, Brüssel, 18-19, 4, 1985.
 16. IUPAC, Recommendation of the IUPAC-Symposium on Terminal Residues of Organochlorine Pesticides and of Workshop XII Chemistry and Metabolism of Terminal Residues of Organochlorine Pesticides. In: Proceedings of the 2nd IUPAC Inter. Congress of Pesticide Chemistry, Tel Aviv, Gordon and Breach Sci. Publishers, N.Y., 1971.
 17. Сидоров О.Г., Берзенков И.А., Ибатулин Р.Р., Милехина Е.И., Храмов И.Т., Беллев С.С., Иванов М.В. Полевой эксперимент по очистке почвы от нефтяного загрязнения с использованием углеродородокисляющих микроорганизмов. *Прикл. Биохимия и Микробиология*, 33, 5, 497-502, 1997.
 18. Коронелли Т.В., Комарова Т.И., Ильинский В.В., Кузьмин Ю.И., Кирсанов Н.В., Яненко А.С. Интродукция бактерии рода *Rhodococcus* в тундровую почву, загрязненную нефтью. *Прикл. Биохимия и Микробиология*, 33, 2, 198-201, 1997.
 19. Миковский Ю.И. Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. М., Наука, 1988.
 20. Грищенко В.Г., Гоязов Р.Р., Токарев В.Г., Кочетков В.В., Филонов А.Е., Боронин А.М. Бактериальные штаммы - деструкторы гоночного мазута: характер деградации в лабораторных условиях. *Прикл. Биохимия и Микробиология*, 33, 2, 423-427, 1997.
 21. Круглов Ю.В. Микрофлора почв и пестициды. М., ВО, Агропромиздат, 92-96, 1991.
 22. Соколов М.С., Белоусов В.С., Дубонос В.Т. Мониторинг загрязнения почв ксенобиотиками и адсорбционные методы детоксикации. ВНИИБЗР РАСХН, Краснодар, 92-96, 1995.
 23. Кочетков В.В., Балакшина В.В., Наумов А.В., Грищенко В.Г., Боронин А.М. Выделение и характеристика бактерий - деструкторов пестицидов. *Прикл. Биохимия и Микробиология*, 33, 310-313, 1997.

24. Facht D.D., Brunner N. Kinetics of Biphenyl and Polychlorinated Biphenyl Metabolism in Soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 50, 1058-1063., 1985.
25. Scheunert J., Dörfler U., Adrian P. Biomineralisierung von Umweltchemicalien in verschiedenen Boden in Abhängigkeit von jahreszeitlichen Bedingungen. In Kongressband 1990 Berlin, VOLUFA—Schriftenreihe 32/1990, VOLUFA—Verlag, Darmstadt, S. 633-638, 1990.
26. Метелица Д.И. Активация кислорода ферментными системами. М., Наука, 1982.
27. Perner D. Atmospheric Chemistry. In: Appraisal of Tests to Predict the Environmental Behaviour of Chemicals, Sheehan P., Korte F., Klein W., Bourdeau Ph (Herausgeb), SCOPE 25, John Willey and Sons, New-York, Chichester, S. 19-56, 1985.
28. Criegee R. Die Ozonolyse, *Chem. Unserer Zeit* 7, 75-81, 1973.
29. Scheunert J. Sediments. In: Appraisal of Tests to Predict the Environmental Behaviour of Chemicals, Sheehan P. Korte F., Klein W., Bourdeau Ph. (Herausgeb). SCOPE 25, John Willey and Sons, New-York, Chichester, S. 137-168, 1985.
30. Scharf H.D., Fleischhauer J. Photophysikalische und photochemische Grundlagen. In: Hoyben-Weyle, Photochemie J.1. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 1975.
31. მ. გორდუზიანი, კ. გორდუზიანი, დ. უგრეხელიძე. ბიოფიზიკური ქიმია და სოფლის მეურნეობა. თბილისი, საბჭოთა საქართველო, 1971.

თავი 4 ატმოსფერო

4.1 ატმოსფეროს დაბინძურების ეკოლოგიურ-ქიმიური ასპექტები

ბიოსფეროს ქიმიური დაბინძურების განხილვისას, პირველ რიგში, ატმოსფეროს დაბინძურებაზე ვამახვილებთ ყურადღებას. ჰაერისა და ატმოსფეროს ცნებებში ჩვეულებრივ დედამიწის შემოსაზღვრულ აირად გარს ვგულისხმობთ. ტემპერატურისაგან დამოკიდებულებით მას დედამიწიდან ვერტიკალურ ზონებად ყოფენ.

დედამიწის ზედაპირიდან ყველაზე უახლოეს ფენას ტროპოსფერო წარმოადგენს. მის სიღრმეში (9-10 კმ სიმაღლით) ყალიბდება ყველა ის მოვლენა, რასაც ამინდს ვუწოდებთ (ამინდისა და კლიმატის ცნებები ერთსა და იმავე ელემენტებს შეიცავენ. ესაა ჰაერის ტემპერატურა და წნევა, ნალექიანობა, ტენიანობა, ღრუბლიანობა, ქარიანობა და სხვ. ამინდი ჩამოთვლილი ელემენტების ყოველდღიურ ცვლილებებს, ხოლო კლიმატი რომელიმე რეგიონში ამ ელემენტთა ცვლილებების ხანგრძლივ პერიოდს მოიცავს). ტროპოსფეროში ფორმირდება ყველა ღრუბელი და ყველა ნალექი წვიმისა და თოვლის სახით, ქუხილები და ქარიშხლები.

სიმაღლის გაზრდით ატმოსფეროში ტემპერატურა ქვეითდება. ტროპოსფეროს ზევით სტრატოსფეროს ზონაა. ტემპერატურა აქ ჯერ კიდევ მუდმივი რჩება, ხოლო შემდგომ, სიმაღლის მომატებასთან ერთად იზრდება. სტრატოსფეროშია კონცენტრირებული ატმოსფერული ოზონის ძირითადი მასა, რომელიც ტემპერატურის ზრდას განაპირობებს. საჭმე იმაშია, რომ ოზონი მზის ულტრაიისფერ სხივებს შთანთქავს და სტრატოსფეროს გახურებას იწვევს. 50 კმ-ზე ზევით მეზოსფერული ზონა იწყება, სადაც ტემპერატურა კვლავ დაბალია და ბოლოს თერმოსფეროა, რომელსაც გარკვეული ზედა ზღვარი არ გააჩნია და სადაც ტემპერატურა სიმაღლესთან ერთად კვლავ ზრდას განიცდის.

ატმოსფეროს თავდაპირველი შემადგენლობის შესახებ დაბეჭდილებით ლაპარაკი ძნელია. ზოგიერთი დაშვებიდან თუ გამოვალთ, დღევანდელი ატმოსფერო დედამიწის გავრვარებული გარსის გაცივების შედეგად აირწარმოქმნის გზით ჩამოყალიბდა. ამ ვერსიის თანახმად, აირთა შემადგენლობა უულკანური მოქმედების აირთა შემადგენლობის მსგავსი

უნდა იყოს (~80% წყლის ორთქლი, 10% ნახშირბადის დიოქსიდი, 5-7% გოგირდწყალბადი, 0,5-1% წყალბადი, აზოტი და ნახშირბადის მონოქსიდი). სხვა შეხედულება ატმოსფეროში მეთანის მაღალ შემცველობას გულისხმობს. დღეისათვის ეჭვს მხოლოდ ის არ იწვევს, რომ პირველადი აირების შემადგენლობაში არ შედიოდა თავისუფალი ჟანგბადი. ამის დადასტურებად აღრინდელ მდინარეთა კალაპოტებში ნაპოვნ წმინდად მოპრიალეულ ქანებს თელიან, რომელთა ასაკი 2,5 მილიარდი წელია და ურანიტი (ძირითადად UO_2 -ის) და პირიტისაგან (FeS_2) შედგება. იმ დროის ატმოსფეროში თავისუფალი ჟანგბადი რომ ყოფილიყო, ეს ნაერთები მინერალების შემადგენლობაში არ შეინახებოდა. უნდა შევნიშნოთ, რომ მოყვანილი არგუმენტი გარკვეულ ეჭვს ბადებს, რადგან S^{4+} მყარ კრისტალურ ფაზაში საკმაოდ მდგრადია და გაცილებით მეტი ასაკის ნიმუშებშიც გვხვდება.

წყლის დისოციაცია წყალბადად და ჟანგბადად დედამიწაზე მხოლოდ მაფოტოსინთეზირებული ორგანიზმების გამოჩენის შემდეგ განხორციელდა. ამასთან, წყალბადი ნახშირბადს დაუკავშირდა და ორგანულ ნაერთებს მისცა დასაბამი; თავისუფალი ჟანგბადი კი მოლეკულური ფორმით ატმოსფეროში დაბრუნდა. როგორც ჩანს, თავდაპირველად იგი მსოფლიო ოკეანის წყლებში იყო გახსნილი, სადაც ფოტოსინთეზის ძირითადი პროცესები მიმდინარეობდა და მხოლოდ წყლის გაჯერების შემდეგ დაიწყო მისი მიგრაცია ატმოსფეროში ჟანგბადის.

ატმოსფეროს შემადგენლობის ცვლილებებმა უდიდესი გავლენა მოახდინა პლანეტაზე მცხოვრები ყველა არსების ცხოველმყოფელობაზე. აღმდგენელ გარემოში უმარტივესი ერთუჯრედიანი ორგანიზმები მხოლოდ ენერგეტიკულად არამომგებიან გლიკოლიზის (ნახშირწყლების უჟანგბადო ჟანგვის) რეაქციებს ახორციელებდნენ. ატმოსფეროში ჟანგბადის გამოჩენამ შესაძლებელი გახადა ენერგეტიკულად მდიდარი სუბსტრატების ჟანგვა და დეგრადაცია. ბიოლოგიური გარდაქმნის ამ გზებს აქტიურად იყენებს პროკარიოტული ორგანიზმების საკმაოდ დიდი აერობული ჯგუფი და ყველა ეუკარიოტული ორგანიზმი (ორგანიზმები, რომელთა უჯრედები ჩამოყალიბებულ ბირთვს შეიცავენ). ეუკარიოტებს მიეკუთვნება ყველა ცხოველი, მცენარე, სოკოები და უმარტივესები [1]. სხვაგვარად რომ ითქვას, ორგანიზმები ჟანგბადიან სუნთქვაზე გადავიდნენ, რამაც მძლავრი ბიძგი მისცა მათი ახალი ფორმებისა და სახეობების შექმნას. ატმოსფეროს შემადგენლობის, კლიმატური პირობებისა და დედამიწის ზედაპირის თბური

რეჟიმის ცვლილებებმა, აგრეთვე მოის ქანებში მიმდინარე ჟანგვის რეაქციებმა, ღრმა კვალი დააჩნიეს სასიცოცხლო სივრცის გარდაქმნას. ყოველივე ამან ცოცხალი ორგანიზმების ზოგიერთი ფორმის მოსპობა და ახლის წარმოქმნა განაპირობა. რა თქმა უნდა, უდიდეს როლს გენეტიკური პროცესებიც ასრულებდნენ, მაგრამ გარემოს ცვლილებათა მნიშვნელობა მაინც განუზომელია. მასთან დაკავშირებულ ორგანიზმთა ფორმებისა და სახეობების ცვლა სავსებით ბუნებრივ ევოლუციურ მოვლენას წარმოადგენს.

ქიმიურად სუფთა მშრალი ჰაერი ძირითადად აზოტის, ჟანგბადისა და შედარებით მცირე რაოდენობით არგონისაგან შედგება (შესაბამისად 78,084%, 20,944% და 0,934% მოცულობით). დანარჩენი აირები, როგორცაა H_2O , CO_2 , Ne, Kr, CH_4 , He, Xe, CO, H_2 , NH_3 , NO_2 , NO, SO_2 , H_2S და სხვ. ატმოსფეროში მხოლოდ კვალის სახით გვხვდება, მაგრამ ატმოსფეროს ეკოლოგიაში მნიშვნელოვან როლს ასრულებენ. მაგალითად, CO_2 ძლიერ გავლენას ახდენს ატმოსფეროს რეჟიმზე, რადგან დედამიწის გამოსხივების ეფექტური მშთანქმელია. წინააღმდეგ შემთხვევაში ეს გამოსხივება კოსმოსურ სივრცეში განიბნეოდა.

ჰაერის დროებით კომპონენტებს მტვერი და აეროზოლები წარმოადგენენ. ისინი ატმოსფეროს დამბინძურებლებს მიეკუთვნებიან. მიუხედავად იმისა, რომ ისინი რაიმე მნიშვნელოვან რეაქციებში არ მონაწილეობენ, სხვა ფაქტორებთან შეთანაწყოებაში ცოცხალი ორგანიზმებისათვის მაინც საგრძნობი ზიანის მოტანა შეუძლიათ.

მტვერს შეიძლება ნებისმიერი შემადგენლობა გააჩნდეს. გამონაკლისს შეადგენს აზბესტის (წყარო – აზბესტის წარმოება), ტყვიის მარილთა (წყარო – ავტოტრანსპორტი) ნაწილაკებისა და სპეციფიკურ წარმოებათა მიერ მტერიანი გამონატყორცნები. 10 მკმ დიამეტრის მქონე მტვერის ნაწილაკები სწრაფად ილექებიან, 5-დან 0,1 მკმ-მდე ნაწილაკები მდგრად სუსპენზიებს წარმოქმნიან, ხოლო 1 მკმ-ზე მცირე ზომისანი აირების მსგავსად იქცევიან. ორგანული აირებისაგან განსხვავებით, მათ აგრეგაციისადმი ტენდენცია გააჩნიათ, რის გამოც ორგანულ ნივთიერებებს იერთებენ.

ცნობილია, რომ კოლოიდური სისტემები ერთმანეთისაგან დისპერსული არისა (გარემოსა) და დისპერსულობის ფაზის აგრეგატული მდგომარეობებით განსხვავდებიან. თითოეული მათგანი შეიძლება იყოს მყარი, თხევადი და აირადი. დისპერსული სისტემა, რომელშიც დისპერსულ არეს (გარემოს) აირად მდგომარეობაში მყოფი ნივთიერება ქმნის, აეროზოლი

ეწოდება. აეროზოლები კვამლებად (თუ ფაზა მყარია) და ნისლებად (თუ ფაზა სითხეა) იყოფა. ორივე მდგომარეობა მიკროპეტროგენულ სისტემაა და კოლოიდური ნაერთების განსაკუთრებულ ჯგუფს წარმოადგენს.

ატმოსფეროში მტვერისა და აეროზოლების ქცევის შეფასებისას მხედველობაში უნდა იყოს მიღებული ნაწილაკთა მთელი რიგი ფიზიკურ-ქიმიური თვისებები: ფორმები, აგრეგატული, ან მყარ მასალაზე ხორბირებული მდგომარეობები, თხევადი აეროზოლებისათვის წარმოქმნის კინეტიკა, ნაწილაკთა შემადგენლობა, მინერალოგიური სტრუქტურა, მზის გამოსხივებაზე გავლენა, ტემპერატურა, დიფუზია, დისპერსია და სხვ. [2]. დედამიწაზე არსებულ ნებისმიერ არაორგანულ თუ ორგანულ ნივთიერებას აირებისა და აეროზოლების სახით ატმოსფეროში მოხვედრა შეუძლია. ისინი ე.წ. ძირითად მავნე ნივთიერებებად ითვლებიან. მათ მიეკუთვნება აზოტის ოქსიდები, გოგირდის დიოქსიდი, ნახშირბადის მონოქსიდი, ნახშირწყალბადები და მრავალი სხვა. ამ ნივთიერებებს ძირითადად იმის გამო უწოდებენ, რომ ატმოსფეროში შედარებით მუდმივი კონცენტრაციებით ხვდებიან. ლოკალური და რეგიონალური მასშტაბებით მათ შემცველობას ცოცხალ ორგანიზმებზე მწვავე ფორმებით შეუძლიათ მავნე ზეგავლენის მოხდენა.

აირების, აეროზოლებისა და მტვერისმაგვარი ნივთიერებების ატმოსფეროში შეღწევის შემდეგ მათი გარკვეული მდგრადი კონცენტრაციების დამყარებას უცხო ნაერთთა ემისია ეწოდება.

მტვერისა და აეროზოლების წარმოქმნა შესაძლებელია ბუნებრივად და ანთროპოგენურად. ბუნებრივი პროცესების შედეგად მარილთა ნაწილაკები ჰაერში ზღვებიდან ხვდება, მინერალური მტვერი – მშრალი ნიადაგებიდან, მტვერი და ნაცარი – ვულკანური ამონაფრქვევებიდან, კვამლის მყარი ნაწილაკები – ტყეების ხანძრებიდან და სხვ.

ანთროპოგენური მტვერი და კვამლი სამრეწველო გამონატყორცნებიდან წარმოიქმნება, ნაცარი და კვამლი – მრეწველობისა და საყოფაცხოვრებო საქაბე მეურნეობებიდან, ტრანსპორტიდან და სხვ.

ქალაქებისა და სამრეწველო ზონების ატმოსფერულ სივრცეში დაგროვებულ მტვერსა და აეროზოლებს რეგიონალური მოქმედება აქვთ. ისინი შესქელებას ძირითადად პირველადი წყაროების თავზე განიცდიან, თუმცა ჰაერის მასების ძლიერი მოძრაობის გამო ქარის მიმართულებით ზავედებიან.

ზომიერი კლიმატის მქონე ოლქებში ატმოსფეროს მტკრით გამდიდრება შესამჩნევად და მოკიდებული წლის დროზე დაბინძურების მაქსიმუმი აქ ზაფხულის ცხელ თვეებზე მოდის. ქალაქებსა და მჭიდროდ დასახლებულ რაიონებში ანთროპოგენური წარმოშობის მტკერი სამრეწველო და საყოფაცხოვრებო საქვებების ინტენსიური მუშაობის გამო ზამთრის პერიოდშია მაქსიმალური.

ტროპოსფეროში უცხო ნაერთების დიდი რაოდენობით დაგროვებაში მნიშვნელოვანი წვლილი მიუძღვის ამინდის სპეციფიურ პირობებს, კერძოდ, ინვერსიებს. ისინი კვეცავენ ჰაერის ფენების ბუნებრივ გადაადგილებას და ატმოსფეროს დამბინძურებლების უხიფათო დონემდე გაბნევას აფერხებენ.

ინვერსია მოვლენაა, რომლის დროსაც დედამიწის ზედაპირის მიმდებარე ცივი ჰაერის ფენა ერთგვარ “ზაფანგში” ხვდება ზევით თბილი ჰაერის მასის დაწოლის გამო. ეს ატმოსფეროს უჩვეულო მდგომარეობაა. ჩვეულებრივ სიტუაციაში მიწის ზედაპირიდან ვერტიკალურად მანძილის ზრდასთან ერთად ჰაერის ტემპერატურა ქვეითდება. ინვერსიის შემთხვევაში ტროპოსფეროში ჰაერის ტემპერატურა სიმაღლის ზრდისას აღარ კლებულობს, რის გამოც შედარებით ცივ, და შესაბამისად, მძიმე ჰაერს ზევით გადაადგილება და ატმოსფეროში გაბნევა არ შეუძლია. შექმნილ სიტუაციაში დაბინძურებაც ატმოსფეროს ზედა ფენებისაკენ კი არ გადაადგილდება, არამედ მიწის ზედაპირთან ახლოს რჩება. ინვერსიის მოვლენა ადვილი ასახსნელია: მზის რადიაციით მიწის ზედაპირის გათბობასთან ერთად თბება მიმდებარე ჰაერის ფენებიც. ამასთან მიწა უფრო ინტენსიურად კარგავს სითბოს, ვიდრე ჰაერი; ამიტომ გაცივებისას იგი თავის მიმდებარე ჰაერსაც აციებს. გათენებისას მყარდება ინვერსიის მდგომარეობა. მიწის ზედაპირის მახლობლად ჰაერი ცივია, ზედა ფენებში კი იგი თბილი რჩება. მზის ამოსვლასთან ერთად იწყება მიწის ზედაპირის და შესაბამისად მიმდებარე ჰაერის ფენების კვლავ გათბობა და დღისით ინვერსია ქრება. ეს ე.წ. ზედაპირული ინვერსიაა. ინვერსიის აღძვრა ჰაერის ცივ ფენებში უცხო ნაერთთა დაგროვებას იწყებს.

ჰაერში მკვნი ნივთიერებათა ანთროპოგენური ემისია ლოკალურია. ატმოსფეროში სწრაფი შერევისა და გამოქცევის მცირე პერიოდის გამო, მკვნი ემისიური კონცენტრაციები, როგორც წესი, ძირითადად ემისიის წყაროსთან სიახლოვეში შეინიშნება.

ატმოსფეროში არსებული ანთროპოგენური ქიმიური

ნივთიერებებისათვის აირადი და აეროზოლში ბმული ფორმების რაოდენობრივი ფარდობა 0–100%-მდე საზღვრებში მერყეობს. მაგალითად, ნაფტალინი და ბიფენილი, მთლიანად აირად მდგომარეობაშია, პერილენი და კორონენი აეროზოლებში არიან სრულად შეკავშირებული, ხოლო ფლუორანტენი და პირენი ორივე მდგომარეობაში თანაბრად ნაწილდება [3].

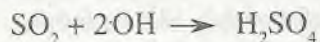
წვიმის წყალი, რომელიც ბუნებაში ყველაზე სუფთა წყლად ითვლება, სულ უფრო მზარდი რაოდენობის მჟავებს იკრებს. მჟავური წვიმა ატმოსფეროში გოგირდისა და აზოტის ოქსიდების არსებობითაა გამოწვეული. ჰაერში გოგირდის ოქსიდები ძირითადად წიაღისეული სათბობის დაწვის შედეგად ხვდება. ამის მთავარი მიზეზი ქვანახშირია, შემდეგ კი ნავთობი. მნიშვნელოვანი რაოდენობით გოგირდის ოქსიდები გამოიტყორცნება თბოელექტროსადგურებში და ნავთობის წვისას. აზოტის ოქსიდებიც ამ გზით წარმოიქმნება, მაგრამ მათ უმთავრეს წყაროს თვით ჰაერი წარმოადგენს, რადგან აზოტს წიაღისეული სათბობი უმნიშვნელო რაოდენობით შეიცავს. ამასთან, მისი ოქსიდების მაქსიმალური რაოდენობა ამ სათბობის მხოლოდ ძლიერ მაღალ ტემპერატურაზე დაწვის შედეგად მიიღება. აზოტის ოქსიდის ძირითად ანთროპოგენურ წყაროდ მაინც ავტოტრანსპორტი რჩება.

გოგირდის დიოქსიდი და აზოტის ოქსიდი ჰაერში სწრაფად იჟანგებიან და წყლის წვეთებთან შესაბამისად გოგირდმჟავასა და აზოტმჟავას წარმოქმნიან. სწორედ ეს ორი მჟავა და მათი მარილები განაპირობებენ მჟავური წვიმების გენერირებას [4]. მცენარეზე და ნიადაგზე ილექება მშრალი მჟავური ნაწილაკებიც, რომლებიც, როგორც წესი კალციუმისა და მაგნიუმის სულფატებს წარმოადგენს. წვიმის წყლისათვის $pH=4$ მნიშვნელობა საკმაოდ უჩვეულოა. მიუხედავად ამისა, ზოგიერთ რაიონში შენიშნულია მჟავური წვიმის $pH<4$ მნიშვნელობებიც. მჟავური წვიმების არსებობის ერთ-ერთ მნიშვნელოვან შედეგად ბოლო პერიოდში ტყის მასივების ფართო მასშტაბებით დეგრადაციას თვლიან.

ატმოსფეროში ანთროპოგენური ემისიის ხანგრძლივი გლობალური მოქმედების მაგალითს ნახშირბადის დიოქსიდის შემცველობის ზრდა წარმოადგენს, რაც აგრეთვე სათბობი წიაღისეულის მოპოვების ზრდასთანაა დაკავშირებული. 25 წლის წინ ატმოსფეროში CO_2 -ის კონცენტრაცია 0,315%-ს შეადგენდა, ამჟამად იგი 0,346%-ის ტოლია. ეს ტემპი

ატმოსფეროში ყოველწლიურად CO₂-ის რაოდენობის 0,3%-ით მატებას შეესაბამება. განიხილავენ CO₂-ის კონცენტრაციის ასეთი ზრდის გავლენას ე.წ. "სათბურის ეფექტზე", რომელიც დედამიწის საშუალო ტემპერატურის აწევაში მდგომარეობს [5].

ატმოსფეროში ანთროპოგენური ემისიის სხვა მაგალითია სტრატოსფეროში ოზონის ფენის შემცირება. იმ ზიანის პირველი მიზეზი, რომელიც შეიძლება უცხო ნაერთებმა ოზონის ფენას მიაყენონ, მათი ქიმიური მდგრადობაა. ტროპოსფეროში ისინი გარდაქმნას ვერ ასწრებენ და სტრატოსფეროს აღწევენ. მეორე მიზეზი იმაში მდგომარეობს, რომ ქიმიური ნივთიერებები ისეთ რეაქციებში ერთვებიან, რომლებშიც ოზონი იზარალება. ანთროპოგენური ქლორირებული ან ფტორირებული ნახშირწყალბადების გარდა, ასეთი ეფექტი შეიძლება ზოგიერთმა ბუნებრივმა ნივთიერებამაც გამოიწვიოს. მათ არა მხოლოდ ბუნებრივი ნახშირწყალბადები, არამედ ნიადაგის ბაქტერია – დენიტრიფიკატორების ცხოველმყოფელობის შედეგად გამოყოფილი NO₂-იც მიეკუთვნება. დამაჯერებლად ჩანს გოგირდის დიოქსიდსა და ოზონს შორის ურთიერთქმედებაც. ამასთან გასათვალისწინებელია SO₂-ის რეაგირება OH-ტიპის რადიკალებთან, რომლებიც ჯაჭვური რეაქციის პროდუქტებს წარმოადგენენ. ამ რეაქციებს თან ახლავს სინათლის გავლენით ოზონის ფოტოლიზი. მაღალი რეაქტიურობის ორ რადიკალები SO₂-თან ურთიერთქმედებისას გოგირდმჟავას წარმოქმნიან:



ტროპოსფეროში მყავური დაბინძურების განეიტრალება ტუტე და ტუტემიწათა ბუნების მტვრისმაგვარი ნაწილაკების საშუალებით ხდება. პროცესის რაოდენობრივი მხარე უცნობია.

4.2 ატმოსფეროს ორგანული და ბიოლოგიური დამბინძურებლები

ატმოსფეროს ორგანული დამბინძურებლებიდან, უპირველეს ყოვლისა, ნახშირწყალბადები უნდა დავასახელოთ. ჰაერში ისინი სამრეწველო, განსაკუთრებით, ნავთობგადამამუშავებელი საწარმოების

ნარჩენებიდან და ავტოტრანსპორტის გამონაბოლქვებიდან ხვდება. დამბინძურებლების ამ ჯგუფში ათეულობით ნივთიერება შედის. ესენია პარაფინები, ციკლოპარაფინები, ოლეფინები, აცეტილენები, არომატული, ქლორირებული ნახშირწყალბადები და სხვ. ავტოტრანსპორტის ძრავებიდან გამოტყორცნილი აირები ძირითადად ეთანს, მეთანს, პროპანს, ბუთანს, ეთილენს, აცეტილენს, ბენზოლს, ტოლუოლს, ქსილოლს, ფორმალდეჰიდს, აცეტალდეჰიდს და აკროლენს შეიცავენ. პოლიციკლური გადამუშავებული აირების შემადგენლობაში შედიან აგრეთვე პოლიციკლური არომატული ნახშირწყალბადები – ბენზპირენი, პირენი, ანტრაცენი და სხვ. ეს უკანასკნელი ადამიანისათვის განსაკუთრებით საშიშია კანცეროგენული თვისებების გამო.

უკანასკნელი ორი ათეული წლის განმავლობაში ჰაერის არსებით ქიმიურ დამბინძურებელ ფაქტორებად პესტიციდები და მცენარის ქიმიური დაცვის საშუალებები იქცა. მათი სინთეზის საწყისი და შუალედური პროდუქტები ატმოსფეროში წარმოების ნარჩენებთან ერთად ხვდება. მიუხედავად ამისა, პესტიციდებით დაბინძურების ძირითადი წყარო მათი გამოყენებაა, ხოლო დამატებითი – ტრანსპორტირება და საშუალო ხსნარის მოშაღება. გამოყენებიდან რამდენიმე დღის შემდეგ, აორთქლებისა და მცენარეებიდან მათი ჩამორეცხვის შედეგად, დამუშავებულ ზონაში ამ ნივთიერებათა მაღალი კონცენტრაციები შეინიშნება. ამის გამო, ასეთ ტერიტორიაზე მომუშავეთა გასვლის ვადები მკაცრად უნდა იყოს რეგლამენტირებული. ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციებამდე ჰაერი პესტიციდებისაგან მთელი კვირის და მეტი ხნის განმავლობაში თავისუფლდება.

პესტიციდები ჰაერის ნაკადით მნიშვნელოვან მანძილზე გადაადგილდებიან. ამის გამო მრავალი მათგანი შეინიშნება მსხვილი ქალაქების ჰაერის ნიმუშებში, ატმოსფეროს მაღალ ფენებში და ტერიტორიებზე, სადაც ისინი არასოდეს არ გამოუყენებიათ.

მცენარის ქიმიური დაცვის საშუალებები ნივთიერებათა სხვადასხვა კლასის დიდ ჯგუფს მოიცავს (ქლორორგანული, ფოსფორორგანული ნაერთები, ფენოლის, შარდოვანას და კარბამინმჟავას წარმოებულები, მძიმე მეტალთა მარილები და სხვ.). მრავალი მათგანი ქიმიური სინთეზის გზით მიიღება, მაგრამ აბსოლუტურად ყველა მეტ-ნაკლებად ტოქსიკურ თვისებებს ამჟღავნებს და ამდენად, ადამიანის ჯამრთელობისათვის სერიოზულ

საფრთხეს წარმოადგენს.

კიმიურ დაბინძურებლებთან ერთად ბოლო პერიოდში შეინიშნება ჰაერში ბიოლოგიური დაბინძურებლების მატება. მათ მიეკუთვნებიან მიკრობთა მკვდარი და ცოცხალი უჯრედები, აგრეთვე მათი ცხოველმყოფელობის პროდუქტები – ანტიბიოტიკები, ფერმენტები, ცილა-ვიტამინური კონცენტრატები და სხვ. ეს გარემოება მრავალ ქვეყანაში მიკრობიოლოგიური მრეწველობის განვითარების შედეგია, რომელსაც აღნიშნულ ნივთიერებათა სინთეზის გარდა, საფუძვლად უდევს საკვები ცილის, მცენარეთა მიკრობიოლოგიური დაცვის, ბაქტერიული სასუქებისა და სხვა ბიოლოგიურად აქტიური ნივთიერებების მიღების პროცესები.

მრეწველობის ამ ახალი დარგის ღრმა შესწავლა ჰიგიენური თვალსაზრისით მხოლოდ ახლა იწყება. ობის სოკოების სპორების, სიცოცხლისუნარიანი საფუერებისა და ბაქტერიული უჯრედების ჰაერში მოხვედრა, მათთან მოსახლეობის კონტაქტი თავისთავად განსაკუთრებულ ყურადღებას მოითხოვს, მითუმეტეს, რომ ამ მავნე აგენტების ორგანიზმზე გავლენა ჯერ კიდევ სათანადოდ არაა შესწავლილი.

4.3 მზის რადიაცია და ატმოსფეროს ფოტოქიმიური დაბინძურება

ატმოსფერული მტვერი, აეროზოლები და წყლის ორთქლის ნაწილაკები ირეკლავენ, აბნევენ და შთანთქავენ მზის რადიაციას. ამდენად, ისინი მნიშვნელოვან ზემოქმედებას ახდენენ ატმოსფეროს სითბურ რეჟიმზე. პროცესში არსებით როლს ნახშირბადის დიოქსიდი და სხვა აირებიც ასრულებენ, რადგან ულტრაიისფერი გამოსხივების შთანთქმის უნარი აქვთ. სხივური ენერგიის გარკვეულ ნაწილს ოზონის შრე შთანთქავს. ამის შედეგად ატმოსფერო თბება და თვითონ ხდება გამოსხივების წყარო. მის მიერ შთანთქმული თერმული ენერგია კვლავ დედამიწის ზედაპირს უბრუნდება. ასე რომ არ ხდებოდეს, დედამიწის ამჟამად არსებული საშუალო ტემპერატურა (+14°C) 3,2°C-ით დაბალი იქნებოდა.

მზის რადიაცია დედამიწაზე სამი სახით მოედინება:

1. პარარეალური სხივების პირდაპირი ნაკადი, ანუ პირდაპირი რადიაცია
2. გაბნევის შედეგად შესუსტებული რადიაცია, რომელიც დედამიწის ზედაპირზე სხვადასხვა კუთხით ეცემა

3. ატმოსფეროს გამოსხივება.

მზის რადიაცია სინათლის ტალღების სპექტრის სამ ძირითად უბანს მოიცავს:

1. ინფრაწითელ სხივებს, რომელთა ტალღის სიგრძე 750 ნმ-ზე მეტია; ამასთან, თუ ტალღის სიგრძე 25000 ნმ-ს აღემატება, მათ შორეულ ინფრაწითელ სხივებს უწოდებენ
2. ხილულ სხივებს, რომლებიც ადამიანის თვალთ შეიგრძნობა და რომელთა ტალღის სიგრძე 400-დან 750 ნმ-ის სიგრძისაა
3. ულტრაიისფერ სხივებს, რომელთა ტალღის სიგრძე 400 ნმ-ზე ნაკლებია; ამასთან, 400-300 ნმ-ის შუალედი – ახლო ულტრაიისფერი, 300-200 შუალედი – შორეულ, ხოლო 200-1 ნმ შუალედი – ვაკუუმურ არედ იწოდება.

სხივურ ენერგიას, რომელიც დროის ერთეულში (Δt) ფართობის ერთეულში (ΔS) გადის, რადიაციის ნაკადი (Φ) ეწოდება. განმარტების თანახმად (იგულისხმება, რომ სხივები ფართობის პერპენდიკულარულია), ენერგიის რაოდენობა იქნება:

$$\Phi = E/\Delta S \Delta t$$

რადიაციის ნაკადს ზომავენ კალ/სმ²წმ-ობით, კალ/სმ²დღეობით ან კალ/სმ²წლებით [6].

მრავალი ექსპერიმენტით დადგენილია, რომ მზის მუდმივა (J_0) დაახლოებით 2 კალ/სმ²წთ-ის ტოლია. J_0 სიდიდე მზის რადიაციის ისეთ ნაკადს შეესაბამება, რომელიც ატმოსფეროს ზედა საზღვარზე მზის სხივებისადმი პერპენდიკულარულ ფართობზე 1 355 000 ლუქს განათებას იძლევა.

დაეუშვათ, რადიაცია გადის ΔI სისქის ჰაერში, რომლის სიმკვრივეა ρ . ცხადია, რადიაციის შესუსტება მით მეტი იქნება, რაც უფრო დიდია ρ , ΔI და თვით დაცემული ნაკადი (J); ე.ი. ნაკადის შესუსტება $J\rho \Delta I$ -ის პროპორციულია. თუ პროპორციულობის კოეფიციენტს K -თი ავლნიშნავთ, გვექნება

$$\Delta J = -KJ\rho \Delta I \quad (1)$$

(მინუს ნიშანი ნაკადის შესუსტებას უჩვენებს).

(1) ფორმულიდან გამომდინარე

$$K = -\Delta J/(J\rho \Delta I) \quad (2)$$

შევვიძლია ვთქვათ, რომ შესუსტების კოეფიციენტი ატმოსფეროს

სისქის ერთეულზე დაცემული სხივური ნაკადის შესუსტების ალბათობას წარმოადგენს.

(1) ფორმულა მონოქრომატულ სხივს ეხება და ამიტომ იგი ერთი რომელიმე ტალღის სიგრძისათვისაა განკუთვნილი

$$\Delta J_\lambda = -K_\lambda J_\lambda \rho \Delta l \quad (3)$$

მოცემული მონოქრომატული სხივისათვის მთლიანი ნაკადი იქნება დედამიწის ზედაპირიდან ატმოსფეროს ზედა ზღვრამდე (3)-ე განტოლების გამოსახულებათა ვაში. ამ გამოსახულების ინტეგრირებით მივიღებთ

$$J_\lambda = J_{0\lambda} P_\lambda \quad (4)$$

J_λ - საწყისი ნაკადია, P_λ - გამჭვირვალობის კოეფიციენტი მოცემული ტალღის სიგრძის შემთხვევაში. (4)-ე განტოლებიდან გამომდინარე შეიძლება წარმოვიდგინოთ, რომ

$$P_\lambda = J_\lambda / J_{0\lambda}$$

ე.ი. გამჭვირვალობის კოეფიციენტი არის გარკვეულ ფართობში გასული ნაკადის შეფარდება დაცემულ ნაკადთან. აბსოლუტური გამჭვირვალობის შემთხვევაში

$$J_\lambda = J_{0\lambda} \text{ და } P_\lambda = 1.$$

პირდაპირი რადიაციის მთლიანი ნაკადი (J_m) ყველა ტალღის სიგრძეთა შუალედში (4)-ე განტოლების გაინტეგრირებით მიიღება. ამ შემთხვევაში

$$J_m = J_0 P_m \text{ და } P_m = J_m / J_0$$

P_m - გამჭვირვალობის კოეფიციენტი ყველა ტალღის სიგრძეთა მიმართ. თუ ატმოსფერო ისეთია, რომ არცერთი ტალღის სიგრძის სხივს არ ასუსტებს (იდეალური შემთხვევა), მაშინ $P_m = 1$.

გამჭვირვალობის კოეფიციენტი განსხვავებული წლიური მაჩვენებლებით ხასიათდება. მისი მაქსიმუმი ზამთარშია, მინიმუმი კი ზაფხულში.

არეკლილი ნაკადის ფარდობას დაცემულ ნაკადთან არეკლის კოეფიციენტი, ანუ ალბედო (A) ეწოდება:

$$A = J_{\text{არეკლი}} / J_{\text{დაცემა}}$$

ალბედო ნიადაგებისა და მცენარეების ძირითად ფიზიკურ მახასიათებელ სიდიდეს წარმოადგენს, რამდენადაც მათ სითბურ რეჟიმს განაპირობებს. იგი დაკავშირებულია ნიადაგის სტრუქტურასთან, მცენარეებში ღეროებისა და ფოთლების თვისებებთან, განსაკუთრებით მათ ფერთან.

ზოგიერთ ზედაპირს (გლუვ ნიადაგს, პრიალა ფოთლებს) სპექტრის რომელიმე უბანში შერჩევითი შთანთქმა ახასიათებს. მაგალითად, მწვანე ბალახი მასზე დაცემული სხივური ენერგიის 30%-ს სპექტრის ხილულ უბანში არეკლავს; ულტრაიისფერ უბანში კი იგი ჭვარტლის (აბსოლუტურად შავი სხეულის) მსგავსად იქცევა. ნიადაგის ალბედო მისი ტენიანობის გაზრდით მცირდება, მორწყული ნიადაგის ალბედო მშრალი ნიადაგის ალბედოზე 5-8%-ით მცირეა.

ატმოსფეროს ეკოლოგიაში მნიშვნელოვანია ისეთი ფიზიკური პარამეტრი, როგორცაა მოქმედი ზედაპირის გამოსხივება. საერთოდ მოქმედია ისეთი აქტიური ზედაპირი, რომელზედაც მზის ენერგია სხვა სახის ენერგიად გარდაიქმნება. ნიადაგი და ნიადაგისპირი ჰაერი გრძელტალღიან რადიაციას შთანთქავს, რის შედეგადაც ხურდება და თვითონ ხდება სითბური ენერგიის წყარო.

სითბური გამოსხივების უნარი არის ენერგიის ის რაოდენობა, რომელიც გამოსხივდება ფართობის ერთეულიდან დროის ერთეულში და დამოკიდებულია მოქმედი ზედაპირის ტემპერატურასა და გამოსხივებული ტალღის სიგრძეზე. თუ გამოსხივების უნარი განსაზღვრულია ერთი რომელიმე ტალღის სიგრძის მიმართ, მაშინ მას სპექტრული გამოსხივების უნარი ეწოდება. თუ ამ პარამეტრს ყველა შესაძლო ტალღის სიგრძისათვის შევკრებთ, მივიღებთ სრული გამოსხივების უნარს, რომელიც მხოლოდ ტემპერატურის ფუნქცია იქნება. აბსოლუტურად შავი სხეულისათვის სრული გამოსხივების უნარი სტეფან-ბოლცმანის კანონის თანახმად, აბსოლუტური ტემპერატურის მეოთხე ხარისხის პროპორციულია.

$$U = \sigma_0 T^4$$

სადაც σ_0 სტეფან-ბოლცმანის მუდმივაა და ტოლია:

$$\sigma_0 = 5,6710^{-8} \text{ ჯ/მ}^2\text{წმ.გრად}^4$$

როდესაც $n \neq 4$, აბსოლუტურად შავი სხეულიდან რუხ სხეულზე გადასვლისას, სრული გამოსხივების უნარი σ განსხვავდება σ_0 -ისაგან. ეკოლოგიურად საინტერესო ობიექტებისათვის, როგორცაა ატმოსფერო, ნიადაგი, წყალი, მცენარე, თოვლი და სხვ., შეიძლება ვისარგებლოთ ტოლობით $U = \sigma T^4$. თითოეული ობიექტის შემთხვევაში უნდა განისაზღვროს σ -ს რიცხვითი მნიშვნელობა, რომელიც σ_0 -ზე ნაკლები იქნება.

ციდან დედამიწაზე მომავალ და დედამიწიდან ცისკენ მიმართულ

ყველა სახის სხივური ენერგიის ალგებრულ ჯამს (ე.ი. ამ ენერგიათა სხვაობას) რადიაციული ბალანსი ეწოდება. იგი ნიადაგისა და ნიადაგისპირა ჰაერის ტემპერატურული რეჟიმის განმსაზღვრელ მნიშვნელოვან ფაქტორს წარმოადგენს. მის ცვლილებაზე დამოკიდებული ნიადაგიდან ჰაერში ტენის გადასვლა, სასოფლო-სამეურნეო სავარგულების ყოველგვარი მიკროკლიმატი რადიაციული ბალანსით ფორმირდება. წაყინების პროგნოზირებისას იგი ძირითადი სიდიდეა და დღე-ღამის დროის მიხედვით იცვლება: დღით იზრდება, მაქსიმუმს შუადღეზე ცოტა ადრე აღწევს, შემდეგ კლებულობს, საღამოს ნულის ტოლი ხდება, მცირედ იზრდება უარყოფითი მიმართულებით და მთელი ღამის განმავლობაში თითქმის მუდმივი (0.1-0.15 კალ/სმ²წთ) რჩება. რადიაციული ბალანსის ასეთი ცვლილება გასაგებია, რადგან დღისით მზიდან დედამიწისაკენ მომავალი რადიაციის ინტენსივობა ჰარბობს დედამიწიდან ცისკენ მიმავალს, ღამით კი პირიქით.

ატმოსფეროში არსებული 1 მკმ-ზე მეტი დიამეტრის მქონე ნაწილაკები ინტენსიურად შთანთქავენ ინფრაწითელ სხივებს. ამის გამო ჰაერის ფენები, რომლებიც ასეთ ნაწილაკებს შეიცავენ, თბება, მაშინ როდესაც ქვედა ფენები შედარებით ცივი რჩება. ნაკლები ზომის ნაწილაკები სინათლის სხივებს აბნევენ, ხოლო 0,4 მკმ დიამეტრის მქონენი პროცესზე გავლენას არ ახდენენ. მეორე მხრივ, ნივთიერების ქიმიურ სტრუქტურაზე დამოკიდებულებით მათ ულტრაიისფერი სხივების შთანთქმა შეუძლიათ. ისეთი მუქი ფერის ნაწილაკები, როგორიცაა ჭვარტლის შემადგენელი კომპონენტები, ყველაზე ინტენსიურად ხილულ და ინფრაწითელ სხივებს შთანთქავენ, რაც მიწის ზედაპირის გაცივებას იწვევს.

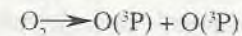
ტროპოსფერული და სტრატოსფერული აეროზოლების ძირითადი ნაწილი შეიცავს 1 მკმ და უფრო მცირე დიამეტრის მქონე ნაწილაკებს. ისინი სპექტრის ხილული ოლქის გაბნევას იწვევენ, ხოლო ინფრაწითელ სხივებს უმნიშვნელოდ შთანთქავენ. ამჟამად, ტროპოსფეროში აეროზოლების სიმკვრივე ისეთია, რომ ისინი -1,5°C-ით აქვეითებენ დედამიწის ტემპერატურას. მაგალითისათვის საკმარისია აღინიშნოს, რომ ატმოსფეროში არსებული წყლის ორთქლი და ღრუბლები დედამიწის ზედაპირის ტემპერატურას -1,5°C-ით ამცირებენ. თუ ტროპოსფეროში აეროზოლების შემცველობა გაორმაგდება, იგი გამოიწვევს მიწის ზედაპირის გაცივებას -1,5°C-ზე მეტით. მიღებულია, რომ აეროზოლების ხანმოკლე რაოდენობრივი ცვლილებები კლიმატური პირობების ცვლილებებში პოულობენ ასახვას.

სადღეისოდ არ მოგვეპოვება ამომწურავი მონაცემები ტროპოსფეროს ტემპერატურასა და კლიმატურ პირობებზე სტრატოსფეროში არსებული აეროზოლების ზემოქმედების შესახებ. მძლავრი ვულკანური გამონაყოფებიც კი არ იწვევენ შესამჩნევ კლიმატურ ცვლილებებს, მიუხედავად იმისა, რომ ამ დროს სტრატოსფეროში ტემპერატურა რამდენიმე გრადუსით იზრდება.

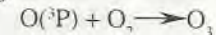
აღნიშნულიდან გამომდინარე, ნათელი ხდება, რომ აუცილებელია კონტროლდებოდეს სტრატოსფეროში მტვრისა და აეროზოლების როგორც დაგროვება, ასევე მათი ბუნება. ამის აუცილებლობაზე შემდეგი ფაქტიც მეტყველებს: განვლილი 20 წლის მანძილზე სტრატოსფეროში გოგირდმჟავური აეროზოლების შემცველობა ყოველწლიურად -9%-ით იზრდებოდა და ყოველ 7,5 წლის განმავლობაში მათი სიმკვრივე ორმაგდებოდა. თუ ასე გაგრძელდა, მომავალი 25 წლის მანძილზე აეროზოლების სიმკვრივე გაათმაგდება, რაც საგრძნობ კლიმატურ ცვლილებებს გამოიწვევს.

სინათლის ენერგიის გავლენით ატმოსფეროში მნიშვნელოვანი ფოტოქიმიური რეაქციები ხორციელდება. ამ რეაქციებში უპირატესად აზოტის ოქსიდები და ნახშირწყალბადები ერთვებიან. ამის შედეგად ახალი დამბინძურებლები, მათ შორის ოზონი, ალდეჰიდები და უჩვეულო ბუნების ორგანული ნივთიერებები წარმოიქმნება. ჯამურად ისინი ჰაერის ფოტოქიმიურ დამბინძურებლებად ისაზღვრება.

განსაკუთრებული აღნიშვნის ღირსია მოკლეტალღიანი (>242 ნმ) ულტრაიისფერი სხივების მოქმედებით მოლეკულური ჟანგბადის ფოტოქიმიური დაშლა.



წარმოქმნილი ატომური ჟანგბადი, დაუდგენელი ნივთიერების დახმარებით, რომელიც რეაქციიდან უცვლელად გამოდის, მოლეკულურ ჟანგბადთან ოზონს იძლევა:



ოზონის მაქსიმალური რაოდენობა დედამიწიდან 20-25 კმ-ის სიმაღლეზე იმყოფება. ეს ოზონური გარსია, რომელიც პოლუსებთან რამდენიმე კმ-ით უფრო ახლოა, ვიდრე ეკვატორთან. იგი ინტენსიურად შთანთქავს ულტრაიისფერ და გაცილებით სუსტად ინფრაწითელ სხივებს. ამ გარსით ენერგიის შთანთქმა არსებითად მოქმედებს ატმოსფეროს ქვედა

ფუნებში ენერჯის მარაგზე და შესაძენვეად ზღუდავს ჰაერის ვერტიკალურ კონვექციას. ამდენად, ოზონის გარსი უადრესად აქტიურ ინვერსიულ ზონას წარმოადგენს.

აზოტის ოქსიდების წარმოქმნის გზები ადრე იყო განხილული. ქალაქებსა და სამრეწველო ცენტრებში მათი მაღალი კონცენტრაციები ადამიანის მოღვაწეობასთანაა დაკავშირებული. ეკოლოგიური ქიმიისათვის მნიშვნელოვანი ნახშირწყალბადებიც ადამიანის მოღვაწეობის პროდუქტებს წარმოადგენს. ატმოსფეროში წლიურად გამოტყორცნილი ნახშირწყალბადების შესაძელი შიდაწვის ძრავების მიერ გამოწვეული აირებია. სამოციან წლებში გამოშვებულ ავტომობილებში ნახშირწყალბადები კარბიურატრებიდან და საწვავის ავზებიდან ორთქლდებოდა. მათი ნაწილი ძრავის ცილინდრებიდან შეკუმშვის აქტისას გამოდინდებოდა. მიუხედავად ამისა, მათი ძირითადი წყარო არასრული წვაა, რის შედეგადაც დაუწვავი ნახშირწყალბადები ჰაერში წვეთებისა და ორთქლის (აირის) სახით ხვდება. ამ გზებით მათი ჰაერში მოხვედრა გარკვეულწილად შეზღუდულია ავტომანქანების ახალ მოდელებში, მაგრამ ამ ნივთიერებებით ატმოსფეროს დაბინძურების ძირითად წყაროდ მაინც ავტოტრანსპორტი რჩება.

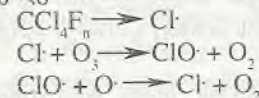
ჰაერის ფოტოქიმიური დაბინძურების დონეები ავტოტრანსპორტის მოძრაობის რეჟიმთან მჭიდროდაა დაკავშირებული. დილით და საღამოთი ტრანსპორტის მოძრაობის მაღალი ინტენსივობისას, ატმოსფეროში შეინიშნება აზოტის ოქსიდებისა და ნახშირწყალბადების შემცველობის პიკი. სწორედ ეს ნივთიერებები ერთმანეთთან რეაქციაში შესვლით, ჰაერის ფოტოქიმიურ დაბინძურებას იწვევენ. რთული ფოტოქიმიური რეაქციების განხორციელების შესაძლებლობას ატმოსფეროში ნახშირწყალბადების არსებობა და აზოტის დიოქსიდის ფოტოქიმიური თვისებები ქმნიან. მათი ურთიერთქმედების შედეგად აზოტის ოქსიდის კონცენტრაცია ვარდება; პარალელურად იზრდება ოზონის კონცენტრაცია, რომელიც აზოტის დიოქსიდის ფოტოლიზაციის შედეგად წარმოიქმნება.

უნდა აღინიშნოს, რომ განხილულ რეაქციათა ჯაჭვში სხვა დამბინძურებლების წარმოქმნასაც აქვს ადგილი. აზოტის დიოქსიდთან ნახშირწყალბადების რეაგირებისას პეროქსიცილინტრატი (ეკოლოგიურ ქიმიაში შემოკლებულად პპნ-ს უწოდებენ) მიიღება. ოზონი, აზოტის დიოქსიდი, პპნ და ალდეჰიდები ჰაერის ფოტოქიმიურ დამბინძურებლებად ითვლება. რადგან ისინი მზის სინათლით ავზნებული რეაქციების შედეგად

მიიღება. მათ დამჟანგველებს უწოდებენ, რადგან ისეთი ნივთიერებების დაჟანგვა შეუძლიათ, რომელთაც მოლეკულური ჟანგბადი არ ჟანგავს [7].

სტრატოსფერული ოზონის დაშლაში ერთ-ერთ წამყვან როლს ჰალოგენირებულ ნახშირწყალბადებს აკუთვნებენ. ფტორქლორწყალბადები (ფრეონები), კერძოდ $CFCl_3$ (R11), CF_2Cl_2 (R12) და CHF_2Cl უმთავრესად სამაცივრო დანადგარებში, კონდიციონერებში, ხელოვნური ჭაფის, გამრეცხი და გამსუფთავებელი ფხენილების მისაღებად გამოიყენება. ჭაფის მიღებისას ფრეონები ჭაფწარმოქმნელ სითხეებთან ემულსიებს იძლევიან. ჭაფის გაცივებისას აირი ნაწილობრივ ფორებში რჩება, ნაწილი კი ატმოსფეროში ხვდება.

სტრატოსფეროში ჰალოგენნახშირწყალბადებით ოზონის შრის დაშლა იმითაა გამოწვეული, რომ ულტრაიისფერი სხივების გავლენით ამ ნივთიერებათა მოლეკულებიდან ქლორი თავისუფლდება, რომელიც $Cl\cdot$ -ის რადიკალების წყაროა. CCl_3F -ზე აქტიურად მოქმედებენ 230 ნმ ტალღის სიგრძის, ხოლო CCl_2F_2 -ზე 220 ნმ-ზე ნაკლები ტალღის სიგრძის სხივები. ფოტოლიზისას ქლორის გარდა სხვა ნივთიერებებიც წარმოიქმნება ჟანგბადის რადიკალებთან რეაგირების ხარჯზე [8]. ამ უკანასკნელთა ჰალოგენნახშირწყალბადების დაშლა და $Cl\cdot$ -ისა და $ClO\cdot$ -ს რადიკალების წარმოქმნა შეუძლიათ. მიღებული რადიკალები ოზონის შრის დაშლას იწვევენ. რეაქციათა თანმიმდევრობა ასე შეიძლება წარმოვიდგინოთ:

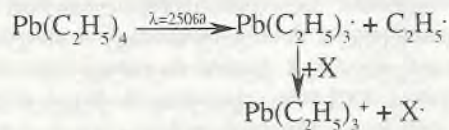


$Cl\cdot$ -ის რადიკალები კვლავ მონაწილეობენ ოზონის დაშლაში, რაც პროცესის კატალიზურ ხასიათზე მიუთითებს. ამ რეაქციათა შედეგად ატმოსფეროში ოზონის საერთო შემცველობა 1%-ით შემცირდა, ხოლო 40 კმ-ის სიმაღლეზე მისი დანაკარგი უკვე 8%-ს შეადგენს.

ატმოსფეროში ფრეონების მანვ ზეგავლენა სრულიად სარწმუნო ფაქტადაა მიჩნეული. ამიტომ საჭირო ხდება მაცივრებისა და კონდენციონერების ისეთი საიმედო ცირკულაციული სისტემებით უზრუნველყოფა, რომლებიც გამორიცხავენ მათ გაფონვას.

ატმოსფეროს ფოტოქიმიური დაბინძურების კიდევ ერთი წყაროა ავტომანქანის გამოწვეული აირები, რომლებიც ანტიდეტონატური

დანამატების (ტეტრაეთილტყვიის) შემცველ მოტორულ საწვავზე მუშაობენ, შეიცავენ დაუნწვავ ტეტრაეთილტყვიას (ტიმტ-ს). მისი რაოდენობა განსაკუთრებით იზრდება ცივი მოტორის ამუშავებისას. ამ დროს ტიმტ-ის კონცენტრაციამ 5 მგ/მ³ შეიძლება შეადგინოს. ქალაქის ჰაერში მისი 0.1-დან 1 მგ/მ³-მდე განზავება ხდება. მიუხედავად იმისა, რომ ამ ნივთიერების დუღილის ტემპერატურა 200°C-ს აღწევს, მაღალი აქროლადობის გამო ჰაერში სწრაფად ვრცელდება. მასზე მოქმედებენ 250 ნმ ტალღის მქონე ულტრაიისფერი სხივები და რადიკალად გარდაქმნიან, რომელიც უცნობი ელექტრონული აქცეპტორის (X) თანამყოფობისას ტიმტ-ის იონს წარმოქმნის:



ეს რეაქცია, როგორც ჩანს, დედამიწიდან საკმარისი სიმაღლეზე ხორციელდება, სადაც ულტრაიისფერი სხივების ეფექტი მტკრისა და აეროზოლებისაგან ჯერ კიდევ არაა შესუსტებული. ტიმტ-ის იონი ჰიდროფილური ბუნებისაა, მაგრამ C_2H_5 ჯგუფის თანამყოფობა მას ლიპოფილურ თვისებებს ანიჭებს. ამის გამო ტიმტ-ის იონს უჯრედშიდა ბიომემბრანებში გასვლა შეუძლია და ორგანიზმში გოგირდშემცველ ცილოვან მოლეკულებში გროვდება. თვლიან, რომ შეიძლება ტიმტ-ის მსგავსად მის იონსაც გააჩნდეს ტოქსიკური მოქმედება.

საერთოდ ტყვია კუმულაციური ტიპის შხამს მიეკუთვნება. ეს იმას ნიშნავს, რომ ბუნებრივი გამოყოფის უაღრესად დაბალი სიჩქარის გამო ორგანიზმში იგი თანდათანობით გროვდება. ტყვიის ნაერთები ფილტვებში ხვდებიან და ძელის ტვინში ერთროციტებისა და ჰემოგლობინის სინთეზს აბლოკირებენ. საშუალო ხარისხით მოწამვლა იწვევს ბავშვებში გონებრივ ჩამორჩენას, ხოლო მოზრდილებში ღვიძლისა და თირკმელების, აგრეთვე გულსისხლძარღვთა დაავადებებსა და ნევროზებს. ატმოსფერული ნალექებიდან ტყვიას მცენარე არ ითვისებს. იგი უხსნადი ფოსფატური კომპლექსის კრისტალურად გროვდება უჯრედის კედლებში [9]. უმაღლესი მცენარეები ამ მძიმე მეტალის სუსტ კონცენტრატორებს წარმოადგენს.

4.4 აზოტის ოქსიდებისა და ოზონის მოქმედება ადამიანის ორგანიზმზე

ბუნებრივი გზით წარმოქმნილი N_2O ადამიანისათვის უზიფათოა, რაც მის ნარკოზად გამოყენების საშუალებას იძლევა. მისი, როგორც ჰაერის დამბინძურებლის მოქმედება იმაში მდგომარეობს, რომ სტრატოსფეროში თავისი ქიმიური გარდაქმნებით ოზონის დაშლას უწყობს ხელს.

აზოტის მონოქსიდისა და დიოქსიდის როლი ერთად უნდა შეფასდეს, რადგან ატმოსფეროში ისინი ყოველთვის ერთად გვხვდება. ამიტომ, როგორც წესი, მსჯელობენ მხოლოდ აზოტის ოქსიდთა (NO_x) ეფექტზე. ეს აირები წონასწორობაში მოდიან N_2O_3 -თან და N_2O_4 -თან. NO -ს მაღალი კონცენტრაციები მხოლოდ გამონატყორცნების წყაროებთან უშუალო სიახლოვეს შეინიშნება.

აზოტის მონოქსიდი სუნთქვით გზებს არ აღიზიანებს და ამიტომ ადამიანი მას არ შეიგრძნობს. ჩასუნთქვისას NO ჰემოგლობინთან უმდგრად ნიტროზონაერთს წარმოქმნის, რომელიც სწრაფად გადადის მეტჰემოგლობინში და Fe^{2+} Fe^{3+} -ად იყანგება. Fe^{3+} -ს შექცევადი დაკავშირების უნარი არა აქვს და ამდენად ჰემოგლობინი ფანჯბადის გადატანის ფუნქციას კარგავს. სისხლში მეტჰემოგლობინის 60-70% კონცენტრაცია ლეტალურად ითვლება. ასეთი ზღვრული მნიშვნელობა შეიძლება მხოლოდ დახურულ შენობაში იქნას მიღწეული, მაგრამ არავითარ შემთხვევაში სუფთა ჰაერზე.

გამონატყორცნების წყაროდან დაცილებისას NO -ის სულ უფრო დიდი რაოდენობა გარდაიქმნება NO_2 -ად. ეს მოყვითალო-მოყავისფრო აირი განსაკუთრებით ძლიერად აღიზიანებს ლორწოვან გარსებს. ნესტთან კონტაქტისას ორგანიზმში აზოტოვანმჟავა და აზოტმჟავა წარმოიქმნება:



მიღებული მჟავები, ისევე როგორც სხვა მჟავები, ფილტვის ალვეოლების კედლებს შლიან. ალვეოლებისა და სისხლის კაპილარების კედლები იმდენად განვლადი ხდება, რომ ფილტვის ღრუში სისხლის შრატს ატარებენ. ამ სითხეში ჩასუნთქული ჰაერი იხსნება და ქაფი წარმოიქმნება, რომელიც შემდგომ აირცვლას ზღუდავს. რამდენადაც ღია ჰაერში კრიტიკული

კონცენტრაციები არ მყარდება, ამის თავიდან აცილება შესაძლებელია სათანადო დაცვითი ღონისძიებებით. სამრეწველო რეგიონებში NO_2 -ის კონცენტრაცია 0,4-0,8 მგ/მ³-ს აღწევს. მისი მაქსიმალური დასაშვები ემისიური კონცენტრაცია (მმპ) 9 მგ/მ³-ს არ აღემატება.

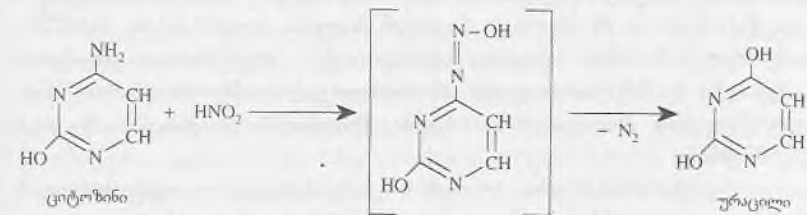
აზოტის ოქსიდები განიხილება ნივთიერებად, რომლებსაც ცოცხალი სამყაროსათვის სერიოზული ზიანის მოტანა შეუძლიათ, მაშინაც კი, როდესაც ჰაერში მათი ფაქტიური შემცველობა მმპ-ზე ნაკლებია. მმპ-ის ნორმები გათვალისწინებულია ზრდადასრულებული ორგანიზმებისათვის და, გარდა ამისა, იგი არ ითვალისწინებს აზოტის ოქსიდებთან სხვა მანე არების კომბინირებული მოქმედების შესაძლებლობას. აზოტის ოქსიდთა მმპ-ზე ნაკლები კონცენტრაციების ხანგრძლივი მოქმედებისას ბრონქებში უჯრედთა გაფართოების საშიშროება იქმნება. ამ დროს ქვეითდება ფილტვების წინააღმდეგობის უნარი ბაქტერიების მიმართ. კონკრეტული მონაცემები NO_x -ის ხანგრძლივ ფიზიოლოგიურ მოქმედებაზე არასრულია.

NO_2 -ის მსგავსად ფილტვში ჩაქცევების გამოწვევა ოზონსაც შეუძლია. გარდა ამისა, იგი ბრონქებში მოციმციმე ებითელიუმის მოძრაობასაც არღვევს, რომელსაც ბრონქებიდან სისველესთან ერთად უცხო ნივთიერებებიც გამოყავს. ფილტვებში ოზონის სისტემატური ჩასუნთქვა ქსენობიოტიკების დაგროვებას იწვევს, რაც ამ ორგანოს კბოთი დაავადების საშიშროებას ზრდის. ცხადია, მიზეზი ერთია: კანცეროგენული ნივთიერებები ფილტვებში ჩვეულებრივზე მეტხანს ყოვნდება. მმპ-ზე ნაკლები კონცენტრაციისას (0,2 მგ/მ³) შეინიშნება დაღლილობა, თავის ტკივილი, მხედველობის დაქვეითება და ლორწოვანი გარსის გაღიზიანება. მმპ-ის გაზრდისას შეიძლება ფილტვებში მძიმე სისხლჩაქცევებიც განვითარდეს.

4.5 აზოტის ოქსიდებისა და ფოტოქიმიური დამბინძურებლების მოქმედება მცენარეზე

აზოტის ოქსიდებმა მცენარეზე სამი გზით შეიძლება იმოქმედონ: მჟავური ნალექების სახით, მცენარესთან უშუალო კონტაქტით და არაპირდაპირ — კბან-ის წარმოქმნის გზით. მჟავური ნალექების ფორმით აზოტის ოქსიდები SO_2 -ის ანალოგიურად აზიანებენ მცენარეს, რაც მჟავიანობის გაზრდაში მდგომარეობს. NO_x -თან მცენარის პირდაპირი

კონტაქტი შეიძლება უცხად დადგინდეს ვიზუალურად ორგანოთა (კერძოდ, ფოთლების) გაყვითლებით, ან გაძუქებით. შეფერილობის ასეთი ცვლილების მიზეზია ქლოროფილ ა და ბ-ს ფოფიტიზაცია გარდაქმნა და კაროტინოიდების დაშლა. სავარაუდოა, რომ ეს გარდაქმნა ჟანგვის შედეგია და ცხიმოვან მჟავათა ჰიდროპეროქსიდული წარმოებულებით, ან ცხიმოვან მჟავათა რადიკალებით არის გამოწვეული. NO_2 -ით ცხიმოვანი მჟავების ჟანგვა, რომელიც ქლოროფილის დაჟანგვის პარალელურად მიმდინარეობს, მემბრანათა დაშლასა და ნეკროზს იწვევს. ამ დროს წარმოქმნილი აზოტოვანი მჟავა მუტაგენურ თვისებებს ავლენს, რამდენადაც ნუკლეინმჟავას ჟანგვით ღეზამინირებას იწვევს და ციტოზინს ურაცილად გარდაქმნის:



0,35 მგ/მ³-ზე მეტი NO_2 მცენარის ზრდის დარღვევას იწვევს. საერთოდ, სუფთა NO_2 -ის მიმართ მცენარე უფრო გამძლეა, ვიდრე ადამიანი.

მცენარეში NO_2 ქლოროპლასტების საშუალებით აღდგება და NH_2 -ის ფუნქციური ჯგუფის სახით ამინომჟავის მოლეკულაში ერთვება. აღნიშნულ კონცენტრაციასზე ორჯერ ნაკლები NO_2 მცენარის მიერ სასუქად გამოიყენება. აზოტის ოქსიდთა ტოქსიკურობის ზღვარისა და რეალური კონცენტრაციების შედარებისას ძნელი არაა დანახვა, რომ მცენარეულობის დაზიანების საფრთხე მხოლოდ დიდი ქალაქებისა და სამრეწველო რაიონებისათვის არსებობს. იმ დროს, როდესაც 0,35 მგ/მ³ კონცენტრაციის NO_2 -ს მცენარეები იტანენ, იმავე რაოდენობის NO_2 -ს SO_2 -ის თანამყოფობისას მნიშვნელოვანი ზიანის მიყენება შეუძლია. ორივე აირის მოქმედების ერთდროული შედეგი არაადიტიურია და აქ გაცილებით რთულ დამოკიდებულებას აქვს ადგილი. ეს ფაქტი ნათლად უჩვენებს, რომ SO_2 -ის ძლიერ მცირე კონცენტრაციები საკმარისია ქლოროპლასტებში აზოტმაფიქსირებელი რედუქტაზების ფუნქციონირებისა და NO_2 -ის დეტოქსიკაციის ნორმალური მიმდინარეობის დასარღვევად.

ოზონი მცენარეზე აზოტის ოქსიდებზე უფრო ტოქსიკურ ზეგავლენას ახდენს. მცენარეთა მგრძობიარე სახეები 0,05-0,1 მგ/მ³ ოზონით ერთსაათიანი დაძუშავების შემდეგ, დათრგუნვის ნიშნებს ავლენენ. ოზონი უჯრედის მემბრანათა სტრუქტურას ცვლის. ამასთან, ჯერ იზრდება განვლადობა წყლისათვის, შემდეგ გლუკოზისათვის. ამის შემდეგ ადგილი აქვს ფოთლის მეზოფილის უჯრედთა კვდომას. ზედაპირზე წარმოიქმნება სიღრუეები, რომლებშიც სინათლის სხივის სრული არეკვლა ხდება. ამ დროს ლაპარაკობენ ფოთლის ვერცხლისფერი ლაქიანობის გაჩენაზე.

გლუკოზისათვის მემბრანული განვლადობის ზრდის მიუხედავად, უჯრედში მაინც ხდება ასიმილაციების დაგროვება, მაგრამ მათი შემდგომი გადატანა დაბლოკირებულია. გარდა ამისა, ქლოროფილში აგზნებული ელექტრონები აღარ ხმარდება ნიკოტინამიდიური კოფერმენტის (NADP+-ის) აღდგენას. ამის მაგივრად ადგილი აქვს ელექტრონთა გადატანას ჟანგბადზე და სუპეროქსიდური ანიონ-რადიკალის (O₂⁻-ის) წარმოქმნას. პეროქსიდული რადიკალების ნაწილი შემდგომში წყალბადის ზეჟანგს წარმოქმნის.

ფოტოსინთეზური სისტემის კომპონენტის — ფერედოქსინის მონაწილეობით ·OH-რადიკალები წარმოიქმნება, რომელთა საშუალებითაც ცხიმოვან მჟავათა რადიკალები მიიღება. როგორც ირკვევა, მცენარის ფიზიოლოგიური პირობებისაგან დამოკიდებულებით, არომატულ ნაერთთა დახმარებით ოზონსაც შეუძლია ·OH-რადიკალების ინიცირება. ისინი ფოთლის ზედაპირულ ფენაზე მოქმედებენ და მასზე ნაპრალებს აჩენენ. ამის გამო ფოთოლი მსხვერვადი ხდება. გარდა ამისა, ნაპრალებში შეიძლება სოკოს სპორები განვითარდეს, რომლებიც შემდგომ ფოთლის სიღრმეში ვრცელდებიან და შლიან მას. ეს ინფექციური პროცესი დაკავშირებულია სტრუქტურათა წინააღმდეგობის უნარის დაკარგვასთან და ტყეების სიკვდილის ერთ-ერთი მიზეზია.

დედამიწის ზედაპირთან ახლო მყოფ ჰაერის ფენებში ოზონი სწრაფად რეაგირებს აზოტის ოქსიდთან და საწყის აქტიურ პროდუქტებს წარმოქმნის. ამ დროს წონასწორული მდგომარეობა მყარდება, რომელიც ოზონის დაგროვებას ზღუდავს. ავტომობილთა ძრავების გამონახოლქვებში ალკანებისა და ალკენების ერთდროულად არსებობისას ორგანული რადიკალები წარმოიქმნება:



ორგანული რადიკალები X ნივთიერებისა და ჰაერის ჟანგბადის თანამყოფობისას პეროქსიდების რადიკალებს წარმოქმნიან:



პეროქსიდები თავის მხრივ NO-ს NO₂-ად ჟანგავენ:



პეროქსირადიკალები უპირველესად ოლეფინებთან პოლიმერიზაციის რეაქციებში შედიან. ჯაჭვის წარმოქმნა მანამდე გრძელდება, ვიდრე NO-ს მოლეკულა, ან რადიკალი ჯაჭვის გაწყვეტას არ გამოიწვევს. პოლიმერიზაციის გარდა, პეროქსირადიკალებს NO₂-თან რეაგირებაც შეუძლიათ. წარმოქმნილი ნაერთებიდან მნიშვნელოვანია პან. ეს ნივთიერება ადვილად შედის რეაქციაში ორგანულ ნაერთებთან და განსაკუთრებით ტოქსიკურია ადამიანისა და სხვა ცოცხალი არსებებისათვის. აღსანიშნავია, რომ პან ფიზიოლოგიურად აქტიური მხოლოდ განათებისას ხდება, როდესაც იგი ფოტოლიტურად იშლება NO₂-ად და პეროქსირადიკალებს (CH₃CO₂O₂·). ეს რადიკალი ჟანგავს და შლის ფოტოსინთეზში მონაწილე პიგმენტებს და უჯრედის სხვა ქიმიურ კომპონენტებს.

მცენარეზე ოზონისა და სხვა ფოტოქიმიური დამჟანგველების მოქმედება აუცილებელს ხდის იმის ცოდნას, გროვდებიან თუ არა ისინი ატმოსფეროში ფოტოტოქსიკური კონცენტრაციებით. ამასთან დაკავშირებით საინტერესო მონაცემებია მოპოვებული გერმანიის ტერიტორიაზე სხვადასხვა საკონტროლო სადგურების მიერ [10]. აღმოჩნდა, რომ საშუალო წლიური მნიშვნელობები, როგორც წესი, კრიტიკულ ზღრულზე (0.05 მგ/მ³) ნაკლებია, თუმცა 24 საათიანი, და განსაკუთრებით, 3 საათიანი საშუალო მნიშვნელობა კრიტიკულს აჭარბებს. წლის განმავლობაში კონცენტრაციული პიკების სიხშირეზე დამოკიდებულებით, მცენარისათვის დგება ტოქსიკურ იმპულსებს შორის მეტ-ნაკლები ხანგრძლივობის დასვენების პერიოდი. ამ დროში მცენარემ შეიძლება გაძლოს, ან მოხდეს პირიქით და მკაფიოდ დაფიქსირდეს დაზიანება.

არ არსებობს ერთიანი აზრი იმის შესახებ, თუ როგორია O₃-ისა და SO₂-ის ერთობლივი მოქმედება. დაბალი კონცენტრაციებისას ორივე

აირი აშკარა სინერგიულ მოქმედებას ავლენს. O_3 -ით გამოწვეული მცენარის ზრდის დათრგუნვა SO_2 -ის თანამყოფობისას ძლიერდება. მაღალი კონცენტრაციებისას კი პირიქით, O_3 -ის დამოთრგუნველი მოქმედება SO_2 -ით სუსტდება. საფიქრებელია, რომ ამ დროს ოზონი უჯრედში წარმოქმნილ გოგირდოვანმჟავას გოგირდმჟავად გარდაქმნის, რომელსაც ნაკლები ფოტოტოქსიკური მოქმედება ახასიათებს.

4.6 ჰაერის სისუფთავის შეფასების კრიტერიუმები

ჰაერის სისუფთავის შეფასების კრიტერიუმები, აგრეთვე ჰაერის ხარისხის სტანდარტები სამრეწველო ობიექტებისათვის, საცხოვრებელი რაიონებისათვის და დასვენების ზონებისათვის, სხვადასხვა ქვეყანაში განსხვავებულია. გარდა ამისა, ახალ-ახალი მონაცემების დაგროვების საფუძველზე ისინი გამუდმებულ სრულყოფას განიცდიან.

ჰაერის ხარისხის ნორმების დადგენა (მაქსიმალური იმისიური კონცენტრაციები – მ.ი.პ., ემისიის ზღვრული მნიშვნელობები) ჰიგიენურ ნორმებს ეფუძნება და ემისიაზე კონტროლის განხორციელების საშუალებებს ითვალისწინებს. აუცილებლობის შემთხვევაში დასაშვები ნორმების გაზრდისას, არსებული ტექნიკური და ეკონომიური საშუალებების დაზმარებით ემისიის წყაროს იდენტიფიკაცია ხდება, რისთვისაც საჭიროა გამზომი ხელსაწყოებით უზრუნველყოფა. კონკრეტულად, ზღვრული ნორმები დგინდება ემისიის ყველა წყაროს ეკონომიკური სარგებლიანობის (მოგების), ემისიასთან დაკავშირებული რისკისა და მისი შემცირებისათვის საჭირო ხარჯების ურთიერთშეპირისპირების საფუძველზე. ლოკალური და რეგიონალური პირობების დადგენის შედეგად, მაგალითად, ამინდის ზშირი ცვლილებებისას, ასეთი ნორმები შეიძლება ერთმანეთისაგან მნიშვნელოვნად განსხვავებოდეს. ჩვეულებრივ, დგინდება მ.ი.პ.-ის რეგიონალური და ნაციონალური ნორმები. გარდა ამისა, ემისიის ზღვრული ნორმები, რომლებიც მ.ი.პ.-ის საშუალო მაქსიმალურ კონცენტრაციებს განსაზღვრავენ, დგინდება წარმოების შესაბამისი ტექნოლოგიებისათვის, ანუ ემისიის წყაროსათვის და დამოკიდებულია წარმოების მოცულობაზე. ამ შემთხვევაში ძირითად პრობლემად რისკის შეფასება რჩება. ეს ე.წ. გარემოს ხარისხის კრიტერიუმების შემუშავებაა, რომლის საიმედოობას ყოველი ინდივიდუალური ნივთიერებისათვის განსხვავებული მნიშვნელობა გააჩნია [11]. ნორმათა

შემუშავების ნაციონალური მეთოდისაგან დამოკიდებულებით ისინი მ.ი.პ.-ის მნიშვნელობებით სხვადასხვა ქვეყანაში ერთი ან რამოდენიმე რიგითაც კი განსხვავდებიან. ჰაერის ძირითადი დამბინძურებელი ნივთიერებისათვის (SO_2 , NO_x , CO , მტვერი), ემისიის ცნობილი წყაროების გარდა, საჭიროა გათვალისწინებულ იქნას ბუნებრივ ემისიაზე დამატებითი ანთროპოგენური გავლენაც.

ჰაერში ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაცია (ზ.დ.პ.) მაქსიმალური კონცენტრაციაა, რომელიც შესაბამის ქიმიურ ნივთიერებასთან მომუშავის ხანგრძლივი კონტაქტის საშუალებას იძლევა. ზ.დ.პ.-ს დადგენისას აუცილებლად ითვალისწინებენ მომუშავის უხიფათო პირობებს.

4.7 ჰაერის ფოტოქიმიურ დამბინძურებლებთან ბრძოლა

ჰაერში დამყანგველების არსებობასთან ბრძოლა ნახშირწყალბადებისა და აზოტის ოქსიდების გამონაბოლქვებზე კონტროლის განხორციელებაზე დაიყვანება. რამდენადაც ეს დამბინძურებლები მნიშვნელოვანწილად ტრანსპორტიდან გამოიტყორცნება, ღონისძიებები მიმართულია სწორედ ამ წყაროების მიერ გამონაბოლქვთა შემცირებისკენ.

ნახშირწყალბადები, რომლებიც ადრე ავტომობილის ძრავათა ცილინდრებიდან გამოიყოფოდა, ამჟამად წვის კამერებში ხვდება, ხოლო ნახშირწყალბადები, რომლებიც კარბიურატორებიდან და სათბობის ავზებიდან ორთქლდება, ამჟამად კვლავ საშუალო ციკლს უბრუნდება. გამონაბოლქვ აირებთან ერთად ნახშირწყალბადური გამონატყორცნები საწვავ ნარევიში ჰაერის წილის გაზრდის ხარჯზე მცირდება, რაც ბენზინის სრულ წვას უზრუნველყოფს. 1975 წლის მოდელებიდან მოყოლებული, მრავალი მარკის ავტომობილი კატალიზური სისტემებითაა აღჭურვილი, რომელთა თანამყოფობისას ხდება დაუწვავი ნახშირწყალბადების ნახშირბადის დიოქსიდამდე და წყლამდე დაჟანგვა. ასეთი მანქანებისათვის აუცილებელია ისეთი ბენზინის გამოყენება, რომელიც ტყვიის ნაერთებს არ შეიცავს, რათა თავიდან იქნას აცილებული კატალიზატორის “მოწამვლა” და მოლიანი სისტემის დაზიანება. კატალიზური სისტემის სხვა ტიპი აზოტის ოქსიდების მიმართ ბრძოლისათვის გამოიყენება. ასეთ სისტემაში აზოტის ოქსიდები კვლავ მოლეკულურ აზოტად გარდაიქმნებიან.

ნახშირზე, ნავთობზე, ან ბუნებრივ გაზზე მომუშავე თბოელექტრო-

სადგურები აზოტის ოქსიდთა კიდევ ერთ მნიშვნელოვან წყაროს წარმოადგენს. ატომურ ელექტროსადგურებზე გადასვლა, ცხადია, შეამცირებდა მათ რაოდენობას, მაგრამ ასეთ სადგურებთან სხვა, უფრო რთული პრობლემებია დაკავშირებული. ბუნებრივ აირებზე, ან ნავთობზე მოქმედი საწვავ კვანძებში ჰაერის მიწოდების შემცირება აზოტის ოქსიდთა გამოტყორცნას ამცირებს. საერთოდ სხვადასხვა სამრეწველო დანადგარებში სათბობის წვის პროცესების ცვლილებათა აღრიცხვა, საშუალებას იძლევა გაუმჯობესდეს აზოტის ოქსიდთა გამონატყორცნებზე კონტროლის განხორციელების ხარისხი.

რა აპირობებს კონტროლის გაუმჯობესებას? როგორც აღნიშნული იყო, ჰაერის ფოტოქიმიური დაბინძურების მიზეზს ნახშირწყალბადებსა და აზოტის ოქსიდებს შორის მიმდინარე რეაქციები წარმოადგენს. ამიტომ ფოტოქიმიურ დამბინძურებლებთან ბრძოლაში წარმატების მიღწევა განისაზღვრება არა მარტო ოზონისა და სხვა დამაჰანგველების შემცველობის შემცირებით, არამედ აზოტის ოქსიდებისა და ნახშირწყალბადების გამონატყორცნთა შემცირებითაც. 1981 წელს ამერიკის შეერთებული შტატების ჰაერის ხარისხის დაცვის ნაციონალური კომისია იმ დასკვნამდე მივიდა, რომ შეიძლება საჭირო გახდეს დამატებითი ღონისძიებების გატარება, რათა დაკმაყოფილდეს ოზონისადმი წაყენებული სტანდარტების მოთხოვნები. იმის გამო, რომ აზოტის ოქსიდთა გამონატყორცნები ატმოსფეროში არ მცირდება და ნახშირწყალბადების შემცველობაც თითქმის მუდმივი რჩება, შეუძლებელი ხდება ოზონის სტანდარტის შენარჩუნება. ამიტომ მთელ რიგ შტატებში ხელისუფლება იძულებული გახდა ოზონის სტანდარტი 160 მკგ/მ³-დან 240 მკგ/მ³-მდე გაეზარდა. მიუხედავად გატარებული ტექნოლოგიური და ე.წ. “ძალოვანი ზეწოლის” ღონისძიებებისა, ოზონით ატმოსფეროს დაბინძურების ზღის შეჩერება საკმაოდ საეჭვოდ რჩება.

4.8 საქართველოს ატმოსფერული ჰაერის ეკოლოგიურ-ქიმიური შეფასება

საქართველოს ატმოსფერული ჰაერის, წყლებისა და ნიადაგის ეკოლოგიურ-ქიმიური მდგომარეობის შეფასებისას, ძირითადად გეოინფორმაციის ცენტრის G-Info-ს მიერ შეკრებილი მასალებით ვსარგებლობდით [12]. საჰაერო აუზის არსებული ფაქტიური მდგომარეობა

ამჟამად დაახლოებით ასე გამოიყურება: სხვა ქვეყნების ანალოგიურად, მისი დაბინძურება დღესაც ჩვენი რესპუბლიკის ერთ-ერთ მტკივნეულ საკითხად რჩება. ამთავითვე უნდა ითქვას, რომ ყოფილ საბჭოთა სივრცეში არსებულ ყველაზე დაბინძურებული ქალაქების ჩამონათვალში, საქართველოს ინდუსტრიული ცენტრები – თბილისი, ქუთაისი და რუსთავი ერთ-ერთ პირველებად მოიხსენიებოდა. 90-იანი წლების დასაწყისი საბჭოთა კავშირში შემაგალი რესპუბლიკებისათვის პოლიტიკური და ეკონომიური კრიზისით აღინიშნება. ამ ვითარებას ვერც საქართველო გადაურჩა. დამოუკიდებლობის მიღებისთანავე 1991 წელს იგი რუსეთის მიერ მოწყობილ ეკონომიურ ბლოკადაში მოექცა. 1992-1993 წლების სამოქალაქო და აფხაზეთ-სამაჩაბლოს ომებმა საქართველოს მრეწველობა სრულ კრახამდე მიიყვანა. ანთროპოგენური საქმიანობის მკვეთრი დაცემის ფონზე, ელექტროენერჯის უკმარობამ და ეკონომიკურმა სიძნელებამ თავის მხრივ კიდევ ერთი მნიშვნელოვანი პრობლემა წამოჭრა: თითქმის სრულიად მოიშალა ჰაერის ხარისხის კონტროლის სისტემა. ამიტომ მოპოვებული ინფორმაცია არ იძლევა სხვადასხვა ქიმიური დამბინძურებლების სივრცობრივი გავრცელების რეალურ სურათს.

სტაციონარული წყაროებიდან ატმოსფერული ჰაერის უდიდეს დამბინძურებლებად რესპუბლიკაში ენერგოექტორი, საამშენებლო სექტორები, მეტალურგიული, ქიმიური და ნავთობგადამამუშავებელი ქარხნები ითვლებოდა. მათზე მოდიოდა მანე ნივთიერებათა მილიანი გამონაბოლქვის 80%. ქვეყნის ცხრა მსხვილ ინდუსტრიულ საწარმოზე ეს პროცენტული მონაცემი შემდეგნაირად ნაწილდებოდა: 1. გარდაბნის თბოელექტროსადგური – 25,5%; 2. ბათუმის ნავთობგადამამუშავებელი – 3,3%; 3. რუსთავის მეტალურგიული კომბინატი – 20%; 4. რუსთავის ქარხანა “აზოტი” – 2,1%; 5. რუსთავის ცემენტის ქარხანა – 4,8%; 6. კასპის ცემენტის ქარხანა – 18,7%; 7. ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხანა – 2,0%; 8. ქუთაისის საავტომობილო ქარხანა – 3,3%; 9. თბილისის “ცენტროლიტი” – 0,7%. ატმოსფერულ ჰაერს მნიშვნელოვნად აბინძურებდა ტყვარჩელის ელექტროსადგური, რომელმაც საწვავის უკმარისობის გამო 1991 წლიდან ფუნქციონირება შეწყვიტა.

საქართველოში ჰაერის დაბინძურების ძირითად არასტაციონალურ წყაროს ტრანსპორტი წარმოადგენს. ამის მიზეზებია: უამრავი მანქანის არსებობა (1990 წელს რეგისტრირებულია 750 000 ერთეული);

გაუმართავი სამანქანო პარკების არსებობა და დაბალი ხარისხის ბენზინის გამოყენება.

1992-1994 წლებში საწვავის უკმარისობას გამოწვევების რაოდენობის მკვეთრი შემცირება მოჰყვა. 1995 წლიდან კერძო სექტორის მიერ შემოტანილი საწვავის მოცულობის გაზრდამ ჰაერში გამონახობლების კონცენტრაციების კვლავ ზრდა გამოიწვია. ამასთან, ბენზინის დაბალმა ხარისხმა ანტიდეტონატორების (ეთილბრომიდის, დიქლორალის, ტეტრაეთილცივის) დამატება მოითხოვა. ტრანსპორტის გამონახობლებში მკვეთრი ნივთიერებათა რაოდენობა იმის მიხედვით იანგარიშება, თუ რა ხარისხის და რა რაოდენობის ბენზინი ან დიზელის საწვავია შემოტანილი. ამ შემთხვევაში რეგულირდება და კონტროლდება სახელმწიფო იმპორტი, ხოლო კერძო სექტორის მიერ შემოტანილი საწვავის ოდენობა და ხარისხი ეკოლოგიურ კონტროლს თითქმის არ ექვემდებარება. 1991 წლამდე ჰაერის ხარისხის კონტროლი 11 ქალაქში ტარდებოდა და ძირითადად ოთხი პარამეტრი – მტვერი, ნახშირბადის მონოქსიდი, აზოტისა და გოგირდის დიოქსიდები იზომებოდა. ჰაერის სხვა ისეთი დამბინძურებლები, როგორცაა ფენოლი, ფორმალდეჰიდი, ბენზპირენი და მძიმე მეტალები, მხოლოდ განსაზღვრულ ადგილებში იმზომებოდა.

გასულ წლებში მტვერისა და ფორმალდეჰიდის კონცენტრაციები ჰაერში მაღალი იყო და შესაბამისად დასაშვებ ზღვრებს 4-ჯერ აღემატებოდა. მკვეთრი ნივთიერებათა გამოყოფა 1991 წელს 161,8 ათას ტ-ს, ხოლო 1992 წელს 47,6 ათას ტ-ს შეადგენდა. აქედან სტაციონარულ წყაროებზე 11,3 ათასი ტ, ხოლო ტრანსპორტზე 36,3 ათასი ტ მოდიოდა. ეს მონაცემები იმ ფაქტზე მიუთითებს, რომ ჩვენთან ჰაერის დამბინძურების ძირითად წყაროდ ბოლო წლებში სატრანსპორტო საშუალებები იქცა.

ინდუსტრიული სტაგნაციის (შეფერხების) პერიოდში თბილისში მხოლოდ მტვერის, ნახშირბადის მონოქსიდისა და ფენოლების ყოველწლიური კონცენტრაციების დონე დაიწია. უმნიშვნელოდ დაქვეითდა ჰაერში აზოტის დიოქსიდის შემცველობაც. სამაგიეროდ, გაიზარდა ფორმალდეჰიდის კონცენტრაცია, რაც ლილოში ნავთობგადამამუშავებელი პროცესის გაძლიერების შედეგია. მიუხედავად იმისა, რომ ზოგიერთი ქიმიური დამბინძურებლების საშუალო კონცენტრაცია შემცირდა, ისინი მაინც დიდად ზარბობს ზღვ-ს.

1994 წელს ქუთაისში მხოლოდ ორი დამბინძურებელი ნივთიერება

– მტვერი და ნახშირბადის მონოქსიდი აღირიცხა. საერთოდ, ბოლო პერიოდში მტვერის კონცენტრაცია აქ საკმაოდ მაღალი იყო და ყოველწლიური საშუალო მონაცემი ნორმას 4-ჯერ აღემატებოდა. ნახშირბადის მონოქსიდის შემცველობა კი დასაშვებ საზღვრებში იმყოფებოდა. ამავე პერიოდში ბათუმში მტვერის, გოგირდისა და აზოტის დიოქსიდების საშუალო წლიური კონცენტრაციები ნორმას ოდნავ აღემატებოდა, ხოლო გოგირდწყალბადით დაბინძურების დონე შემცირდა. ზესტაფონში ოთხი ქიმიური დამბინძურებელი – მტვერი, ნახშირბადისა და აზოტის მონოქსიდები და აზოტის დიოქსიდი აღირიცხა. ბოლო ათი წლის განმავლობაში ამ ნივთიერებებით დაბინძურების დონე უმნიშვნელოდ შემცირდა. კასპში ატმოსფერული ჰაერი მტვერითაა დაბინძურებული. აქ მისი საშუალო და მაქსიმალური კონცენტრაცია დასაშვებ ზღვარს შესაბამისად 3,3-ჯერ და 4,2-ჯერ აღემატება. ბოლო 10 წელიწადში გოგირდისა და ნახშირბადის დიოქსიდებით დაბინძურება შემცირდა, მაშინ როდესაც ჰაერის სხვა დამბინძურებელი კომპონენტების კონცენტრაციები უცვლელი დარჩა.

1989 წლიდან საქართველოს მეცნიერებათა აკადემიასთან ფუნქციონირება დაიწყო სამეცნიერო ეკოლოგიურმა საზოგადოებამ. ამავე წლის 27 დეკემბერს საზოგადოების პირველი დამფუძნებელი კონფერენციის მიერ შემუშავებულია მისი წესდების ზოგადი საფუძვლები [13] და მიღებულია საქართველოს ეკოლოგიური გაჯანსაღების მეცნიერული პროგრამის პროექტი [14]. მასში დეტალურადაა გადმოცემული რესპუბლიკის კონკრეტული ეკოლოგიური პრობლემები და მათი გადაჭრის თეორიულ-პრაქტიკული ღონისძიებების სრული კომპლექსური გეგმა. პროექტი ითვალისწინებს სამეცნიერო-საწარმოო გაერთიანების “ატმოსფეროს” შექმნას, რომელმაც რესპუბლიკის საპაერო აუზის ეკოლოგიური სისუფთავის დაცვა და მასზე მუდმივი კონტროლი უნდა განახორციელოს. დამუშავებულია აგრეთვე ჩვენი ქვეყნის სამრეწველო წარმოების ეკოლოგიის განვითარების მომავალი პერსპექტივები, რომელიც კონკრეტული ინდუსტრიული ობიექტების (რაჭის სამთო-ქიმიური ქარხნის, რუსთავის საწარმოო გაერთიანება “აზოტის”, რუსთავის მეტალურგიული ქარხნის, ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხნის, ქუთაისის ლითოფონის ქარხნის, მანუელის სამთო-გამამდიდრებელი კომბინატის და ბათუმის ნავთობგადამამუშავებელი ქარხნის) დღეს არსებული მდგომარეობისა და მომავალი ფუნქციონირების ღრმა მეცნიერულ ანალიზს ეყრდნობა [15]. იმედი უნდა ვიქონიოთ და

გამოვთქვით დრმა რწმენა, რომ ამ უაღრესად ეროვნული პროგრამის განხორციელებაში ქვეყნის ყველა სტრუქტურის ძალისხმევა იქნება რეალიზებული.

1994 წელს საქართველო გაეროს კლიმატის ცვლილებების ჩარჩო კონვენციას შეუერთდა. 1996 წელს გარემოსა და ბუნებრივი რესურსების დაცვის სამინისტროში კლიმატის ცვლილებების პროგრამა შეიქმნა, რომლის განსახორციელებლად ჰიდრომეტეოროლოგიის დეპარტამენტში კლიმატის კვლევის ეროვნული ცენტრი ჩამოყალიბდა. მის მიერ ჩატარებული გამოკვლევების საფუძველზე განხორციელდა 1997 წლისათვის საქართველოს ატმოსფერული ჰაერის მდგომარეობის შეფასება. ამ მონაცემებით კიდევ ერთხელ თვალსაჩინო ხდება რესპუბლიკის დიდი სამრეწველო ქალაქების, – თბილისის, ქუთაისის, რუსთავის, ბათუმის, ზესტაფონის, კასპის, ახალციხის მანუ ნივთიერებებით (SO_2 , CO , N_2O , MnO_2 , H_2S , NH_3 , ფენოლი, ფორმალდეჰიდი და სხვ.) დაბინძურების მაღალი დონე. მათგან ორი – თბილისი და რუსთავი შევიდა პრიორიტეტული ქალაქების, ანუ ისეთი ქალაქების სიაში, რომლებიც დაუყოვნებლივ ითხოვენ ჰაერდამცავი ღონისძიებების გატარებას. 1998 წლის მაისში თბილისში საქართველოს პროგრამის თანახმად საერთაშორისო სემინარი ჩატარდა. მასზე საქართველოს მხარემ გაეროს ჩარჩო კონვენციით ნაკისრი ვალდებულებებისა და გაწეული სამუშაოს შესრულების შესახებ ანგარიში წარმოადგინა. გლობალური ეკონომიკური ფონდის (GEF) ხელშეწყობით მოქმედებდა საქართველოს მთავრობის ორწლიანი პროექტი, რომლის თანახმადაც საქართველოს ტერიტორიაზე განისაზღვრა “სათბურის ეფექტის” მქონე ძირითადი აირების (CO_2 -ის, CO -ის, CH_4 -ის, N_2O -სა და SO_2 -ის) ემისიის დინამიკა, 1991 წლამდე შეფასდა ემისიის საბაზისო დონეები და იმ გამონაფრქვევთა ჯამური რაოდენობები, რომლებიც 1991-96 წლებში ქვეყნის ეკონომიკის გეგმური ფუნქციონირების შემთხვევაში საქართველოს ტერიტორიიდან ატმოსფეროში უნდა ემისირებულიყო. გარდა ამისა, ჩატარდა აღნიშნულ აირთა ემისიისა და შთანთქმის წყაროთა ინვენტარიზაცია [16-17]. ზემოაღნიშნული ღონისძიებებითა და კონკრეტული სამომავლო ვალდებულებების განხორციელებით, საქართველო აქტიურად უნდა ჩაერთოს ეკონომიკის მდგრადი განვითარების პროცესში.

ლიტერატურა:

1. Брода Э. Эволюция биоэнергетических механизмов. М., Мир, 1978.
2. Zimmer M. Dosis-Wirkungsbeziehungen von Luftverunreinigungen beim Menschen unter besonderer Berücksichtigung von Ballungsgebieten, GSF-Bericht ö 70, Gessellschaft für Strahlenund Umweltforschung mbH, München, 1973.
3. Trane K.E., Mikalsen A. High-Volume Sampling of Airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Using Class Fibre Filters and Polyurethane Foam, Atmos, Environ. 15, 909-918, 1981.
4. EPA. Acid Rain, United States Environmental Protection Agency, Washington, 1980.
5. Fabian P. Atmosphäre und Umwelt, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1984.
6. ი. გაფრინდაშვილი, კ. გორდეზიანი, მ. გორდეზიანი. სინათლე, სითბო, ნიადაგი, მცენარე. თბილისი, საბჭოთა საქართველო, 1969.
7. Ревелль П., Ревелль Ч. Среда нашего обитания. Загрязнение воды и воздуха. М., Мир, 1995.
8. Фелленберг Г. Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию. М., Мир, 1997.
9. Zimbaßl R.L. Entry and movement in vegetation of lead derived from air and soil sources. J. Air. Pollut. Contr. Assoc. 26, 7, 655-660, 1976.
10. Fellenberg G. Ökologische Probleme der Umweltbelastung, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1985.
11. Корте Ф., Бахадир М., Клайн В., Лай Я.П. Парлар Г., Щойнерт И. Экологическая химия. М., Мир, 1996.
12. Georgian Geoinformation Center “G-Info”, 1997.
13. კ. ნადარეიშვილი, მ. ციციქიშვილი. საქართველოს სამეცნიერო ეკოლოგიური საზოგადოების წესდება. “ეკოლოგიის პრობლემები” თბილისი, მეცნიერება, 1990.
14. გ. სანაძე, მ. ციციქიშვილი. საქართველოს ეკოლოგიური გაჯანსაღების მეცნიერული პროგრამის პროექტი. “ეკოლოგიის პრობლემები” თბილისი, მეცნიერება, 1990.

15. გ. გველესიანი, კ. ერისთავი. სამრეწველო წარმოების ეკოლოგიის განვითარების პერსპექტივები საქართველოში, "ეკოლოგიის პრობლემები" თბილისი, მეცნიერება, 1990.
16. თ. გაფრინდაშვილი. საქართველო გაეროს კლიმატის ცვლილებების ჩარჩო კონვენციით განსაზღვრული ვალდებულებების შესრულების გზაზე. მაკრო-მიკრო ეკონომიკა №4, 54-55, 1998.
17. თ. გზირიშვილი, მ. შვანგირაძე. მდგრადი განვითარების პროექტების განხორციელების მექანიზმები გაეროს კლიმატის ცვლილების ჩარჩო კონვენციის და კიოტოს ოქმის კონტექსტში. პრაქტიკული ნაბიჯები, მაკრო-მიკრო ეკონომიკა №5, 56-58, 1998.

თავი 5 ჰიდროსფერო

5.1 წყალი და ბიოსფერო

ჰიდროსფერო (წყლოვანი გარსი) ოკეანეების, ზღვების, ტბების, მდინარეების, ყინულოვანი წარმონაქმნების, მიწისქვეშა და ატმოსფერული წყლების ერთობლიობაა. იგი დედამიწის მასის 0,03%-ს და მისი ქერქის 8%-ს შეადგენს. წყლის ძირითადი ნაწილი (98%) ოკეანეებზე მოდის და დედამიწის ზედაპირის 71%-ის (360 მლნ კმ³), ხოლო მოცულობით 1,37 მლნ კმ³-ის ტოლია. ატმოსფეროსა და ლითოსფეროს შორის ჰიდროსფერო შუალედურ მდგომარეობას იკავებს და მათთან მუდმივ ურთიერთკავშირში იმყოფება. ამის ერთ-ერთი გამოვლენაა ტენის ცვლა, რომელიც მნიშვნელოვან როლს ასრულებს მთელ ბიოსფეროში სიცოცხლის პირობების შესაქმნელად. ჰიდროსფეროს წყლის წრებრუნვა ხორციელდება სქემით: ოკეანე-ატმოსფერო-ხმელეთი-ოკეანე. ამ წრებრუნვის მექანიზმში ძირითადია თერმული ენერჯია და სიმძიმის ძალა. სითბოს გავლენით წყალი ორთქლდება და შემდგომ ატმოსფეროში კონდენსირდება. სიმძიმის ძალით კვლავ ნალექების სახით უბრუნდება ჰიდროსფეროსა და ლითოსფეროს. ამგვარად, წყალი ერთი აგრეგატული მდგომარეობიდან გადადის მეორეში, უზრუნველყოფს მდინარეთა დინებას, მოძრაობაში მოყავს ნიადაგური და მიწისქვეშა წყლები.

წყლოვანმა გარემომ გადამწყვეტი როლი შეასრულა ჩვენს პლანეტაზე სიცოცხლის ჩასახვასა და მის შემდგომ განვითარებაში. წყალი აუცილებელი სუბსტანციაა ორგანული სამყაროს კვლავწარმოებისათვის. პირველადი ცოცხალი ორგანული ნივთიერებების წარმოქმნასა და დაგროვებაში უმნიშვნელოვანესი როლი ფოტოსინთეზმა შეასრულა. სხივური ენერჯიის ზემოქმედებით ნახშირბადის დიოქსიდი და წყალი მცენარის ფოთლებში ჟანგბადად (ატმოსფეროში გამოიყოფა) და ნახშირბადად (ნახშირწყალბადების წარმოქმნას ხმარდება) იშლება.

მწვანე მცენარეებს წყლოვანი სივრცის მხოლოდ იმ ნაწილში შეუძლიათ არსებობა, რომელშიც სინათლის სხივი აღწევს, რადგან იგი ფოტოსინთეზისათვის აუცილებელი პირობაა. წყლის თხელ ფენაში (სანაპიროს გასწვრივ) სინათლე ფსკერამდე ვრცელდება. აქ უძველესი წყლის მცენარეები და მოცურავე წყალმცენარეები ბინადრობენ. ცხოველური

სამყარო აქ მეტად მრავალფეროვანია. სანაპიროს შემდეგ გაშლილი წყლის ზონა იწყება. მის ზედა ფენაში, სადაც სინათლე კიდევ აღწევს, უმცირესი მცენარეები და ცხოველები ბინადრობენ. მათ ერთობლიობას პლანქტონი ეწოდება. ეს მიკროსკოპული ორგანიზმებია და დინების საწინააღმდეგოდ გადაადგილება არ შეუძლიათ. მცენარეული პლანქტონი (ფიტოპლანქტონი) უმცირეს წყალმცენარეთა სახეობას წარმოადგენს. მცირე ცხოველური სახეობები ზოოპლანქტონად ერთიანდება. ფიტოპლანქტონი მზის ენერჯის ტრანსფორმაციას ახორციელებს ორგანულ ნივთიერებად, რომელიც წყალში კვებითი ჯაჭვის საფუძველს წარმოადგენს. ზოოპლანქტონი ფიტოპლანქტონით იკვებება და ამდენად, წყლოვან ეკოსისტემაში პირველად კონსუმენტებად გვევლინება.

წყლის სიღრმულ ფენებში და ფსკერზე, სადაც არასაკმარისი განათებაა, ბინადრობენ ორგანიზმები, რომლებიც მკვდარი ორგანული ნივთიერებებით იკვებებიან (ბაქტერიები, სოკოები, მოლუსკები და სხვ.). ამგვარად, წყლის სიღრმული ზონა დასახლებულია დეტრიტოფაგებით, ანუ “შეორადი ორგანული ნედლეულის” მშთანთქმელებით.

წყლოვანი სივრცე ჩვეულებრივ სტრატეგიციტირებულია, ე.ი. ჰორიზონტალურად განლაგებული ფენები განსხვავებული ტემპერატურებით ხასიათდებიან. ყველაზე თბილი ფენა (ეპილიმნიონი) ზედაპირულია და დაბალი სიმკვრივე აქვს. ყველაზე ცივი ფენა (ჰიპოლიმნიონი) ფსკერთან იმყოფება და მაქსიმალური სიმკვრივე გააჩნია. ამ ფენებს შორის მკვეთრი ტემპერატურული გადასვლა ხდება. ეს საშუალო, ე.წ. თერმოკლინური ფენაა. განსხვავებული სიმკვრივისა და ტემპერატურის მქონე წყლის ფენების ფორმირებას სტრატეგიკაციას უწოდებენ [1]. ამ მოვლენის შედეგად შეიძლება წარმოიქმნას ფენა, სადაც წყალს თავისი ნორმალური პარამეტრები შეეცვლილი აქვს. მაგალითად, არის ფენა ჟანგბადის მცირე შემცველობით. ეს თავის მხრივ განსაზღვრავს მასში მცხოვრები ორგანიზმების სახეობრივ შემადგენლობას.

ხმელეთის ეკოსისტემის მნიშვნელოვანი ნაწილისაგან განსხვავებით, ღია ოკეანის პროდუქტიულობა გაცილებით დაბალია, ამას ღია ოკეანეში საკვების უკმარისობით ხსნიან. ოკეანეებში, და განსაკუთრებით, თბილ ზღვებში მთავარ პროდუცენტებს ნანოპლანქტონები და პიკოპლანქტონები წარმოადგენს. პლანქტონის ეს უმცირესი სახეობა საკვებად გამოიყენება უფრო მაღალსპეციფიკური ზოოპლანქტონის მიერ. ცნობილია, რომ გარდაქმნილი ენერჯის მხოლოდ 10% გადადის ერთი ტროფიკული დონიდან

მეორეზე. ამდენად, ტროფიკული პირამიდის ფუძესთან ახალი დონის დამატება ძლიერ აქვეითებს ზედა დონეების პროდუქტიულობას.

ადამიანები ინტენსიურად ითვისებენ ოკეანის კვებითი ჯაჭვების ზედა ნაწილს, რითაც კიდევ უფრო ზღუდავენ მის პროდუქტიულობას. ადრე სპეციალისტები თვლიდნენ, რომ შესაძლებელია ოკეანის პლანქტონის გამოყენება ადამიანის საკვებად. მინდვრის მოსავლის ანალოგიურად, ღია ოკეანის “მოსავლიანობა” მაინც ისე მცირეა, რომ შეგროვებული პლანქტონი არ შეიძლება ხმელეთის მოსავლიანობის ალტერნატივად მივიღოთ. საქმე იმაშია, რომ თევზმჭერი ხომალდების ცურვა და პლანქტონის გადაშუშავება იმაზე გაცილებით მეტ ენერჯის ხარჯვას მოითხოვს, ვიდრე მათგან მიღებულ საკვებში იქნება აკუმულირებული. გარდა ამისა, საჭირო გახდება გამოინახოს მეთოდები, რომლებიც პლანქტონს ადამიანისათვის გარგის პროდუქტად აქცევენ. ამდენად, ადრე გავრცელებული მოსაზრება, რომ კაცობრიობა შეიძლება ოკეანიდან მოპოვებულ საკვებს დასჯერდეს, სადღეისოდ უკუგდებაა.

საჭიროა გათვალისწინებულ იქნას ისიც, რომ ოკეანის პირველადი პროდუქტები აუცილებელია ჟანგბადისა და ნახშირბადის დიოქსიდის ბალანსის შესანარჩუნებლად. ამ პროდუქტთა რეწვამ შეიძლება ეს ბალანსი სერიოზულად მოშალოს.

დედამიწის მოსახლეობა მრავალი ბუნებრივი რესურსების ხარჯზე არსებობს. უცნაურია, მაგრამ ტრედიციულად ხანგრძლივი დროის მანძილზე წყალს მათ არ აკუთვნებდნენ. მხოლოდ უკანასკნელ ხანს, როდესაც წყლოვანი აუზები სხვადასხვა ქიმიური ნივთიერებებითა და ბინძურებული, კაცობრიობა დარწმუნდა, რომ ნედლეულ რესურსებს შორის წყალი უმნიშვნელოვანესია. მისი დეფიციტი ისეთ ადგილებშიც კი შეინიშნება, სადაც ბუნებრივი წყაროები ჭარბადაა.

რამდენიც არ უნდა ვიმეოროთ საყოველთაოდ ცნობილი ჭეშმარიტება წყლის მოფრთხილების თაობაზე, მისი წყაროების დაბინძურების დაცვაზე, პრობლემა – მივიღოთ სუფთა წყალი, – სითხე სუნისა და ფერის გარეშე, გამჭვირვალე და სასიამოვნო გემოს მქონე, რომელშიც განუსაზღვრელი დროით სხვადასხვა ორგანიზმებს შეუძლიათ ბინადრობა, ყოველთვის მწვავე იქნება, ვიდრე არ გაიზრდება ზოგადადამიანური კულტურა. საჭირო არაა თავი მოვიტყუოთ ილუზიებით ეკოლოგიურად აბსოლუტურად სუფთა, მცირენარჩენიანი წარმოების შესაძლებლობაზე, ან წყლის გასუფთავების ისეთი საწარმოო სისტემის შექმნაზე, რომლებიც მას წყაროს თვისებებს

დაუბრუნებს. საწარმოო მეთოდებით ასეთი წყლის მიღება არ შეგვიძლია და საექვთო ახლო მომავალში შეეძლოთ. მიაბიტობაა ფიქრი იმაზეც, რომ შეიძლება გავექვთო წყლის დაბინძურებას იქ, სადაც ინტენსიურად ვითარდება ინდუსტრია და აგრარული მეურნეობა. არც ეკონომიას და არც ჩაკეტილ საწარმოო ციკლებს, არ შეუძლიათ სუფთა წყალზე მოთხოვნილება იმდენად შეამცირონ, რომ იგი არ დაბინძურდეს [2]. უნდა ვეძებოთ საშუალებები, რომლებიც შესაძლებლობას მოგვცემს შევინახოთ სუფთა წყალი და ბუნებრივად აღვადგინოთ უკვე დაბინძურებული.

ატმოსფეროს მსგავსად, წყლოვანი გარემოც სადღეისოდ ძირითადად ანთროპოგენურად ბინძურდება. ეს არ შეიძლება მხოლოდ სამრეწველო საწარმოების ფუნქციონირებას დავაბრალოთ. არანაკლები ინტენსივობით აბინძურებს წყალს თანამედროვე სოფლის მეურნეობა თავისი მეცხოველეობით, სასუქებით და მცენარის მავნებლებთან ბრძოლის საშუალებებით, რომელთა მნიშვნელოვანი ნაწილი გამოყენების შემდეგ გრუნტსა და ზედაპირულ წყლებში ხვდება. წყლის საერთო დაბინძურებაში თავისი წილი აქვს საყოფაცხოვრებო მოღვაწეობასაც.

5.2 ზედაპირული და მიწისქვეშა წყლები

მტკნარი წყლების მარაგის განახლებაში ძირითადი როლი ატმოსფერულ ნალექებს ეკუთვნის. ცნობილია, რომ ჩვენი პლანეტის ზედაპირზე წელიწადში საშუალოდ 100 სმ სიმაღლის ნალექი მოდის. მიუხედავად ამისა, მიწის ზედაპირზე იგი მეტად არათანაბრად ნაწილდება. ყველაზე დიდი რაოდენობის ნალექები ეკვატორის ტროპიკულ ზონაზე მოდის. ამასთან ერთად, ამ ზონაში გვხვდება რაიონები, სადაც ნალექებით ნიადაგის ზედაპირის შესველებაც კი ვერ ხერხდება.

ნალექების რაოდენობაზე მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს ტემპერატურა და დიდი წყლოვანი სივრცის სიახლოვე. ინტენსიური აორთქლების შედეგად ჰაერის ტენტევალობა, და შესაბამისად, ნალექების რაოდენობაც იზრდება. წერბრუნვის პროცესში აღდგენილი მტკნარი წყლები გამოიყენება სასმელად და სამრეწველო წყალმომარაგებისათვის, სარწყავად და ენერჯის გამოსამუშავებლად.

ადამიანის ცხოვრებაში განსაკუთრებული ადგილი მდინარეებისა და ტბების ე.წ. ზედაპირულ წყლებს უკავიათ. მდინარის წყლით მოსახლეობის მომარაგების შეფასებისას აუცილებელია აღინიშნოს, რომ

ერთ ადამიანზე მთლიანად წელიწადში მოდის 11000 მ³, როგორც წესი, ტბებსა და მდინარის აუზებში წყლის რაოდენობა წლიდან წლამდე ცვლილებებს განიცდის. იგი კლიმატურ და მეტეოროლოგიურ პირობებზეა დამოკიდებული. შეინიშნება მცირე და დიდნალექიანი წლები. ცვლილებები შეინიშნება აგრეთვე წლის განმავლობაშიც, რომელიც სეზონურობასთანაა დაკავშირებული.

ბუნებაში წყლის წერბრუნვის კიდევ ერთი კომპონენტია მიწისქვეშა წყლები. მათი მარაგი მიწის წიაღში ვეებერთელაა. მიწისქვეშა ზღვები არსებობს ყველა მატერიკზე, მათ შორის უდაბნოებშიც. ეს წყლები შეკუმშულ მდგომარეობაში იმყოფება წყალგაუმტარ თიხებს შორის. ამის გამო, წყალქვეშა წყლები წნევას იძენენ და მიწის ზედაპირზე შადრევანებად ამოფრქვევა შეუძლიათ.

ადამიანის მოღვაწეობისათვის (განსაკუთრებით სამეურნეო და სასმელად გამოყენებისათვის) განსაკუთრებულ ინტერესს წარმოადგენს ყველაზე ზევი მყოფი გრუნტის წყალშემცველი ჰორიზონტები. წყალქვეშა წყლების უპირატესობა ზედაპირულ წყლებთან შედარებით განუზომელია: ისინი საკმაოდაა დაცული მიწის ზედაპირიდან დაბინძურებისაგან; გააჩნიათ მუდმივი შედგენილობა, ტემპერატურა და რამდენადმე თანაბრადაა განაწილებული. გრუნტის წყლები შედარებით განსაზღვრული ფუნქციების ანაკრებს ფლობენ. მრავალ დასახლებულ პუნქტსა და ქალაქებში ისინი წყალმომარაგების ერთადერთი წყაროა. გრუნტის წყლების თავისებურება ისაა, რომ ძალიან ნელა გროვდება. ამ წყლის ამოღების სიჩქარე არ შეესაბამება წყლის ახალი მოცულობების მოდინებას. წყალშემცველი ჰორიზონტის შევსებაც ასევე შენელებულად, მუდმივი ფილტრაციის შედეგად ხდება. გარდა ამისა, 0,8 კმ-ზე მეტი სიღრმის გრუნტის წყლები მარილებს ისეთი დიდი რაოდენობით შეიცავენ, რომ სასმელად და სარწყავად არ გამოდგება.

5.3 წყლის ხარისხის სტანდარტები და მისი დაბინძურების შეფასების კრიტერიუმები

წყლის ხარისხის სტანდარტები ტექნოლოგიური და ეკონომიკური შესაძლებლობებით ისაზღვრება და ამა თუ იმ რეგიონისათვის რამდენადმე განსხვავებულია, ამავე დროს, სხვადასხვა დანიშნულებისათვის გამოსაყენებელი წყლების ხარისხის კრიტერიუმები სტანდარტთა სპეციფიკას

განსაზღვრავს. მაგალითად, შერთებულ შტატებში წყლის დაბინძურების კონტროლის ფედერალური ადმინისტრაციის მითითებების თანახმად, სტანდარტები უნდა შეიცავდეს მოთხოვნებს ნივთიერებათა იმ ზღვრულ კონცენტრაციებზე, რომლებიც წყალს აბინძურებენ და რომელთა შემცირება რეალურად შესაძლებელია. ნორმების დადგენის კრიტერიუმად წყლის ხარისხზე სპეციალური მოთხოვნები გამოიყენება [3].

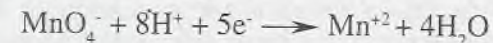
წყლის ხარისხის ნორმების დადგენისას ზოგადი პარამეტრები შედარებით დეტალური მითითებითა და მოთხოვნებით ივსება. ისინი ითვალისწინებენ წყლის დანიშნულებას, სპეციფიკურ ანთროპოგენურ დაბინძურებას და იმ ცალკეული ნივთიერების ან ფუნქციური ჯგუფების არსებობას, რომელსაც უკვე ცნობილი, არასასურველი ზემოქმედება ახასიათებს. რამდენადაც წყლის ფიზიკური და ეკოლოგიური პარამეტრები გარკვეული ნივთიერებების არსებობას უკავშირდება, ისინი წყლის მატერიალური შემადგენლობის ანთროპოგენური ცვლილებების ინდიკატორებია [4].

წყლის კლასიკური ბიოლოგიურ-ეკოლოგიური ექსპერტიზა ჟანგბადის ბიოქიმიური მოხმარების განსაზღვრის მეთოდით ტარდება. ესაა საკვებ ნივთიერებათა რაოდენობის ზომა პეტრიოტროფული მიკროორგანიზმებისათვის და სიცოცხლის პირობები უმაღლესი ორგანიზმებისათვის.

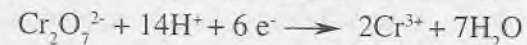
გამწმენდ ნაგებობათა სიმძლავრის განსაზღვრისათვის ძირითად მაჩვენებელს ერთ სულ მოსახლეზე გამოყენებული წყლის რაოდენობა, ან მოხმარების დღეღამური ნორმა წარმოადგენს. ამ დროს იმ ორგანულ ნივთიერებებს ითვალისწინებენ, რომლებიც ყოველდღიურად ხვდება ჩამდინარე წყლებში. ეს უკანასკნელი ერთ ადამიანზე 180 გ-ს არ უნდა აღემატებოდეს. სწორედ ამიტომ, ორგანული ნივთიერებებით წყლის ჯამური დაბინძურება იმ ჟანგბადის ხარჯვით ფასდება, რომელსაც მიკროორგანიზმები იყენებენ ორგანული ნივთიერებების დაშლისათვის. 180 გ ორგანული მასის სრული ჟანგვისათვის 20°C-ზე 5 დღე-ღამის განმავლობაში 60 გ ჟანგბადია საჭირო. ჟანგბადის ეს რაოდენობა საშუალებას იძლევა ჩამდინარე წყლების სისუფთავის ერთიანი შკალა შემუშავდეს. იგი ისაზღვრება, როგორც ჟანგბადის ხუთდღიანი ბიოქიმიური მოხმარება (შბმ) და ჩვეულებრივ გამოსახვენ მგ ჟანგბადით 1 ლ ჩანარეცხ წყალზე. მაგალითად, ნავთობგამწმენდი წარმოების ჩანარეცხი წყლისათვის შბმ 97-280-ის,

კვების მრეწველობის ჩანარეცხი წყლისათვის 5 000-ზე მეტი, ხოლო მეცხოველეობის ფერმების ჩანარეცხი წყლისათვის (შარდისა და წუნწუხის შემცველი) 15 300-ის ტოლია. შბმ-ის რეალური განსაზღვრა დიდ დროს მოითხოვს. ჟანგბადით გაჯერებულ ჩანარეცხ წყლებში მისი 5-დღეღამური ხარჯვა ჟანგბადის ელექტროდით, მანომეტრულად (სასინჯი წყლის თავზე ჰაერის მოცულობის ცვლილებით) ან ფერადი რეაქციებით ისაზღვრება.

შბმ-ით დაბინძურების დონის შეფასება არასრულია, რადგან ანალიზისას ისაზღვრება მხოლოდ ბიოლოგიურად სწრაფადშლადი ნივთიერებები და არა ძნელადშლადი ორგანული ნივთიერებები ან არაორგანული ნაერთები, რომლებიც დაბინძურებული წყლის შემადგენლობაში შედიან. დასაფანგი ნივთიერებების რაოდენობაზე სწრაფი დასკვნის გაკეთება შეიძლება ჩანარეცხი წყლის სინჯში ჟანგბადის ქიმიური მოხმარების (შქმ) განსაზღვრით. მარტივ შემთხვევაში სინჯი მჟავა არეში კალიუმის პერმანგანატით იტიტრება:



ამ რეაქციით ყველა ორგანული ნივთიერება არ ისაზღვრება, რადგან ზოგიერთი მათგანი (მაგალითად, კეტონი) ძნელად იჟანგება. სრულ ჟანგვას ახორციელებენ ძლიერ მჟავა არეში კალიუმის ბიქრომატით:



ორივე რეაქციის ნაკლი იმაში მდგომარეობს, რომ ამ შემთხვევებში ერთდროულად სხვადასხვა არაორგანული ნივთიერებებიც იჟანგებიან და ამიტომ შქმ არ ეთანაბრება შბმ-ს. უხეში რაოდენობრივი შეფასებისას შბმ შქმ-ის ნახევარს აღწევს. წყლის დაბინძურების სხვა მნიშვნელოვან პარამეტრს “საერთო ორგანული ნახშირბადი” წარმოადგენს. ეს სიდიდე განსაკუთრებით მაშინ ხდება საინტერესო, როდესაც წყლის დაბინძურება ისეთი ნივთიერებებითაა გამოწვეული, რომლებიც მიკროორგანიზმებით ძნელად იშლება (მაგალითად, ლიგნინი, ჰუმინის მჟავები, ან სინთეზის გზით მიღებული ორგანული ნივთიერებები).

ტოქსიკოლოგიური შეფასებისას განსაკუთრებული ყურადღება ექცევა ჰალოგენორგანულ ნივთიერებებს. მათი დახასიათებისას “აღსორბირებადი ორგანულად ბმული ჰალოგენის” ცნებას იყენებენ. ამ

უკანასკნელის განსაზღვრისათვის ნივთიერებას ჟანგბადის ნაკადში წვავენ და გამოთავისუფლებულ ჰალოგენს გააქტივებული ნახშირით იჭერენ. შემდგომში ჰალოგენი გატიტვრით ისაზღვრება. მისი ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციაა 100 მკგ/ლ-ს არ უნდა აღემატებოდეს.

ორგანულ ნივთიერებებთან ერთად, წყალში იონური ბმის მქონე ნივთიერებებიც ისაზღვრება. ისინი 20°C-ზე წყლის ელექტროგამტარობის მიხედვით (კონდუქტომეტრულად) იზომება და 1 სმ-ზე მიკროსიმენსებში (მკსმ/სმ; 1 სმ = ომი⁻¹) გამოისახება. ელექტროწინალობის განსაზღვრა ინფორმაციას არ იძლევა არსებული იონების ბუნებაზე, რადგან სხვადასხვა მარილს დისოციაციის განსხვავებული ხარისხი აქვს, ამასთან, სხვადასხვა იონს განსხვავებული ძვრადობა გააჩნია. ამიტომ იონთა იდენტიფიკაცია ქიმიური მეთოდებით უნდა ხდებოდეს. ნაკლოვანების მიუხედავად, ელექტროგამტარობა ტექნიკური მიზნებისათვის გამოსაყენებელი წყლის სისუფთავის შესაფასებლად მაინც მნიშვნელოვანი კრიტერიუმი [5]. დაბინძურების ზოგადი მახასიათებლების განსაზღვრასთან ერთად, წყლის შედარებით ზუსტი შეფასებისათვის (მაგალითად, სასმელად მისი შესაძლო გამოყენებისათვის) აუცილებელი ხდება მავნე კომპონენტების თვისებრივი და რაოდენობრივი განსაზღვრაც.

ექსპერტიზის პროცესში სპეციფიკური საკითხების გათვალისწინების აუცილებლობაზე შემდეგი არგუმენტი მიუთითებს: გაუთვალისწინებელი შედეგები შეიძლება მოჰყვეს სასმელი წყლის ქლორირებას. როგორც ცნობილია, ამ დამუშავების მიზანია წყლის ჰიგიენური და ბაქტერიოლოგიური ხარისხის გაზრდა. აღმოჩნდა, რომ ქლორირების შედეგად წყალში ქლორორგანული ნაერთები წარმოიქმნება, ანუ ტექნოლოგიური პროცესის შედეგად, რომელიც ხარისხის ზრდისკენაა მიმართული, წყალში ახალი ქსენობიოტიკი ჩნდება.

5.4 წყლის დაბინძურება ორგანული ნივთიერებებით

ტექნიკურმა პროგრესმა შესაძლებელი გახადა შექმნილიყო მთელი რიგი ისეთი ნაერთებისა, რომლებიც ძალიან ძნელად ემორჩილებიან გარდაქმნებს. გარემოში მათი ნაწილი დამზადებისას, ნაწილი ტრანსპორტირებისას, ხოლო ძირითადი ნაწილი გამოყენებისას ხვდება. აქ ისინი შეიძლება გარემოსათვის საშიში კონცენტრაციებით დაგროვდნენ

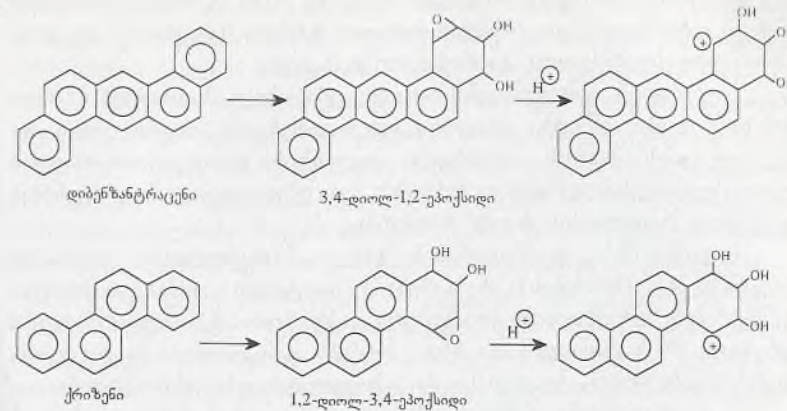
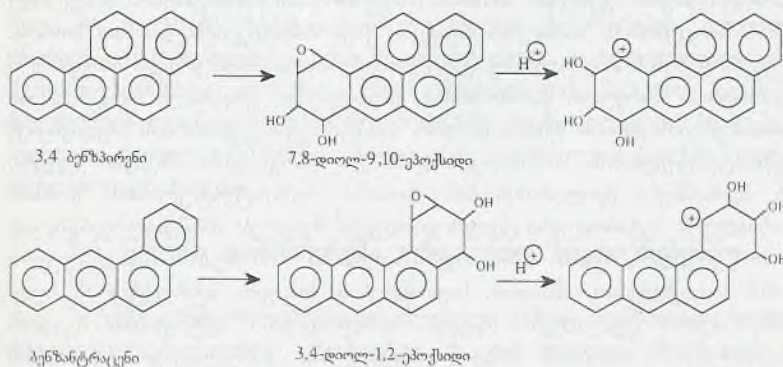
და ეკოსფეროზე მავნე ზემოქმედება გამოავლინონ. ასეთ ორგანულ დაბინძურებლებს მიეკუთვნება, უპირველეს ყოვლისა, მრავალბირთვიანი არომატული ნაერთები (არენები), ფენოლები, ნავთობი და ნავთობპროდუქტები, ქლორირებული ნახშირწყალბადები, ფეკალური მასები და სხვ.

5.4.1 არენები

სადღეისოდ დაგროვილია მრავალრიცხოვანი ლიტერატურული მასალა, რომელიც ეხება სხვადასხვა მრავალბირთვიანი არენის გავლენას ბაქტერიებზე, მიკროსკოპულ სოკოებზე, უმაღლეს მცენარეებზე, უხერხემლოებზე, უმაღლეს ცხოველებსა და ადამიანებზე.

მრავალბირთვიანი არენების მოქმედება ვლინდება ავთვისებიანი წარმონაქმნების გაჩენაში როგორც თბილისისლიან ცხოველებში, ასევე თევზებში, ამფიბიებში, მოლუსკებსა და სხვა ორგანიზმებში. ამ კლასის ნივთიერებათა ზეგავლენით მცენარეებში გამოვლენილია ჰიპერტროფია, მიტოზის დათრგუნვა, ნეკროზი და პათოლოგიური წარმონაქმნებისადმი მიდრეკილება. ბიოცენოზში ანთროპოგენური წარმოშობის კანცეროგენული ფაქტორები უფრო სერიოზულ დარღვევებს იწვევენ, ვიდრე ტოქსიკური და მუტაგენური აგენტები. ამასთან დაკავშირებით საინტერესოა დადგენილ იქნას ბიოცენოზის საპასუხო რეაქცია ქსენობიოტიკების, და მათ შორის, კანცეროგენების მოქმედებაზე. კანცეროგენების აბიოგენური და ბიოგენური წყაროების შორეული წარმოშობის მიუხედავად, ცოცხალი ორგანიზმები დაბინძურების დონის ზრდის მიმართ ადაპტირების უუნარობას ამჟღავნებენ რეზისტენტულობის ზონისათვის დასაშვებ ფარგლებში. მსგავსი ეფექტი არ შეინიშნება ტოლერანტობის ზონაში. რეზისტენტულობის ზონაში ნორმალური მეტაბოლური ცვლის დარღვევა შეიძლება მნიშვნელოვანწილად გამოწვეული იყოს მრავალბირთვიანი არენების ცალკეული წარმომადგენლებით. ამასთან, ნივთიერების ქიმიური სტრუქტურის სულ უმნიშვნელო ცვლილება იწვევს ბიოლოგიური აქტივობის მკვეთრ ცვლილებებს. არსებობს მრავალი მცდელობა კორელაციური კავშირის დასადგენად მრავალბირთვიანი არენების სტრუქტურულ მარჯვენებებსა (ფიზიკურ-ქიმიურ თვისებებსა) და მათ ბიოლოგიურ აქტივობას შორის. ბოლო პერიოდში მიღწეულია გარკვეული პროგრესი ინდუცირებულ

კანცეროგენეზში არენებისა და მათი გარდაქმნის პროდუქტების როლის დადგენაში. ამასთან დაკავშირებით წამოყენებულ იქნა ე.წ. "უბის" თეორია [6,7], რომლის თანახმადაც არენები წარმოადგენენ პროკანცეროგენებს, რომლებიც მეტაბოლური აქტივაციის გზით იძლევიან ულტიმატურ კანცეროგენულ დიოლ-ეპოქსიდებს სწორედ აღნიშნულ "უბეში". ეს არის მოლეკულის სტერიულად გაძნელებული უბანი. ნაჯერი ანგულარული ეპოქსიდები მაღალ ქიმიურ, და ამავე დროს, ბიოლოგიურ აქტივობას ფლობენ, მაშინ როდესაც საწყისი მრავალბირთვიანი არენები ამ თვალსაზრისით შედარებით ინერტულია. გააქტივების მიზეზი იმაში მდგომარეობს, რომ წარმოქმნილი ეპოქსიდები წყლიან არეში სწრაფად ჰიდროლიზდებიან და არომატული სისტემის π -ელექტრონებთან შეუღლებულ, ახალი π -ელექტრონული სისტემის მქონე კარბკატიონს წარმოქმნიან. ეს უკანასკნელი ელექტრონულ-აქცეპტორული ცენტრის შემცველ ელექტროფილურ აგენტს წარმოადგენს და აქტიურად უტევს ბიოლოგიური მაკრომოლეკულების ელექტრონულ-დონორულ ატომებს, ე.ი. ურთიერთქმედებს უჯრედის კომპონენტებთან. ურთიერთქმედება რნმ-ის და ლნმ-ის დონეზე იწვევს ორგანიზმის გენეტიკური აპარატის დაზიანებას, რომელიც სიმსივნის ინიციაციამდე მიდის [8].



კანცეროგენული არენების წყაროებს აბიოგენური, ბიოგენური და ანთროპოგენური წარმოშობა გააჩნიათ. მათ შორის უძველესია აბიოგენური წყაროები, რომლებიც დედამიწაზე სიცოცხლის წარმოშობამდე არსებობდა. მათ მიეკუთვნება ვულკანური მოქმედებები და სასარგებლო წიაღისეული [9-11].

არენების ბიოგენური სინთეზი მიკროორგანიზმებისა და მცენარეების მიერ ხორციელდება. ნივთიერებათა წრებრუნვის შედეგად ბიოსფეროში ყოველწლიურად ათასობით ტონა ბუნებრივი წარმოშობის არენი ხვდება. მიუხედავად იმისა, რომ მათი ბიოსინთეზის პრობლემა სადღეისოდ მაინც საკამათოდ რჩება, ერთი რამ ფაქტია: ორგანიზმების კვლიშისა და მათი შემდგომი ხრწნის პროცესში არენების წარმოქმნა პრინციპულად შესაძლებელია. ამ პროცესში სტიროლებმა და იზოპრენოიდებმა შეიძლება დასაბამი მისცენ დანალექი ქანების მრავალბირთვიან არენებს, ხოლო კაროტინოიდებმა — ნავთობის შემადგენელ მრავალბირთვიან არენებს. ბიოგენური წარმოშობის წყაროები განსაზღვრავს ბუნებრივი ფონური ღონის ფორმირებას, რომელიც ბენზოფლორენის მიხედვით წყლისთვის 0,0001 მკგ/ლ-ს, ფსკერისათვის და წყალმცენარეებისათვის კი 1-3 მკგ/ლ-ს შეადგენს. ამჟამად ბიოსფეროს დაბინძურებაში ყველაზე მნიშვნელოვანი წილი უღვევს ტექნოგენურ წყაროებს — მრეწველობასა და ტრანსპორტს. ანთროპოგენური წარმოშობის კანცეროგენები ინტენსიურად ვრცელდება როგორც ატმოსფეროში, ასევე ლითოსფეროსა და ჰიდროსფეროში.

გლობალურად ატმოსფეროში ყოველწლიურად 5044 ტ მრავალბირთვიანი არენები გამოიტყორცნება, რომლის ძირითადი ნაწილი შემდგომში ნალექების გზით ლითოსფეროსა და ჰიდროსფეროში ხვდება.

ენერჯის გამომუშავებასთან დაკავშირებულ სათბობზე მზარდი მოთხოვნილება იწვევს კანცეროგენული არენების დაგროვებასა და დეგრადაციას შორის არსებული ბალანსის დარღვევას, რადგან თვითგასუფთავების ბუნებრივი მექანიზმი ვერ უძლავდება კანცეროგენების ზღვრული რაოდენობის ბიოტრანსფორმაციას.

გარემოში კანცეროგენების დაშლა ხორციელდება ცოცხალი ორგანიზმების (ბიომების) ან გარემოს (ბიოტოპის) ფიზიკურ-ქიმიური ფაქტორების ზემოქმედებით. ბიოტოპური ფაქტორებია: ტენი, ტემპერატურა, ჟანგბადი, მზის რადიაცია და სხვა. ბიომებს განეკუთვნება მცენარეების, მიკროორგანიზმების, სოკოებისა და ცხოველების ცხოველმოქმედება.

დაჟანგვისადმი არენების სტაბილურობა განპირობებულია ქიმიურ ბმათა გაძლიერებული სიმტკიცით, რომელიც არომატულ ბირთვში π -ელექტრონების შეუღლების ხარჯზე მიიღწევა [12]. კვანტურ-ქიმიური გათვლების თანახმად სტაბილიზაციის ენერჯია ბენზოლთან შედარებით მნიშვნელოვნად მცირდება ნაკლებსიმეტრიულ დი- და ტრი- მრავალბირთვიან არენებში. ამასთან, ასეთ მოლეკულებში ყველა C-C ბმა არაა ერთმანეთის ადექვატური.

სტაბილიზაციის ენერჯის შემცირებით მიმდინარე ჩაუნაცვლებელი მრავალბირთვიანი არენების ჟანგვას საკმაოდ ხისტი პირობები ესაჭიროება. აუცილებელია ისეთი ძლიერი დამჟანგველების გამოყენება, როგორცაა O_3 , ან თავისუფალი რადიკალები. ეს უკანასკნელი ქიმიურად მიიღება წყალბადის ზეჟანგისა და ცვალებადი ვალენტობის მქონე მეტალების ურთიერთქმედებით (მაგალითად, ფენტონის რეაგენტი - $Fe^{+2} + H_2O_2$).

წყლოვან არეში მრავალბირთვიანი არენების გარდაქმნასთან დაკავშირებით არსებული მცირერიცხოვანი ლიტერატურული მონაცემები საკმაოდ წინააღმდეგობრივი ხასიათის და ძნელად შესაჯერებელია. ამის მიზეზი იმაში მდგომარეობს, რომ ექსპერიმენტებში მათი ჭეშმარიტი ხსნარების დამზადებისას დიდ ცდომილებას აქვს ადგილი. წყალში მცირე ხსნადობის გამო მათი ანალიზის მეთოდები არასრულყოფილია. არენების წყალში ხსნადობის მაჩვენებელი წყალში დიდ ინტერვალში მერყეობს და 0,05-დან 4,0 მკგ/ლ-ს შეადგენს. ბენზაპირენის აუტოდაჟანგვის შესწავლისას კი სამუშაო კონცენტრაციად ითვლება 0,1 მკგ/ლ, რაც ახლოსაა

წყალსატევებში არსებულ რეალურ პირობებთან და ოცჯერ აღმატება სასმელი წყლისათვის ზღპ-ს. მეორე მხრივ კი, თითქმის ანალოგიურია ბენზაპირენის წყალში ხსნადობის მინიმალური მნიშვნელობისა [13].

მრავალბირთვიანი არენების მიკრობიოლოგიური დაჟანგვა წყლოვანი სივრცის თვითგასუფთავების მნიშვნელოვან პროცესებს განეკუთვნება. მაღალი ბიოქიმიური აქტივობის მქონე მიკროორგანიზმები თავისი მრავალფუნქციური ფერმენტული სისტემების, წყლის ეკოსისტემის ძირითად შემადგენელ ნაწილად გვევლინება. ზღვისა და ატმოსფეროს ურთიერთქმედების ზონაში განვითარებული მიკროორგანიზმების სპეციფიური კომპლექსი - ბაქტერიონეისტონი წარმოადგენს იმ ეფექტურ სტრუქტურას, რომელიც წყლის ზედაპირულ ფენაში ორგანული დამბინძურებლების დაშლას ახორციელებს. მსოფლიო ოკეანის ბაქტერიონეისტონი წელიწადში დაახლოებით 400 ტ ბენზაპირენს შლის, რაც ბუნებაში და ანთროპოგენური გზით ოკეანეებში მოხვედრილი კანცეროგენების საერთო რაოდენობის 10%-ს შეადგენს [14].

დაბინძურებულ ჰიდროსფეროში კანცეროგენულ არენებს თან ახლავს სხვა ორგანული ნაერთებიც, რომლებიც სხვა მიკროორგანიზმებისათვის ნახშირბადის წყაროს წარმოადგენს, ამიტომ რეალურ გარემოში უფრო აშკარა პროცესად თანადაჟანგვა ითვლება. დადგენილია, რომ შედარებით მაღალი ხარისხით ის მრავალბირთვიანი არენები იჟანგებიან, რომელთაც ბაქტერიული კულტურების საკვებ წყაროთა ნივთიერებებთან სტრუქტურული მსგავსება გააჩნიათ. აქედან გამომდინარე ძნელადჟანგვადი კანცეროგენების თანადაჟანგვის პრინციპი შეიძლება გამოყენებულ იქნას ჩამდინარე წყლების იძულებითი გასუფთავებისათვის. მაგალითად, საწარმოო წყლების გამწმენდ მოწყობილობებში მიკროორგანიზმების გამოყენებით კანცეროგენების დეგრადაციის ხარისხი 35-40%-ს შეადგენს [15,16].

არენები წყლის ე.წ. ზოობენტოსის შემადგენლობაში შედიან, რითაც ძირითადად თევზები, უხერხემლოები, მოლუსკები და ზოოპლანქტონები იკვებებიან. აქ ისინი მეტაბოლიზდებიან და წარმოქმნილი პროდუქტები კვლავ წყალს უბრუნდება. თევზების შემთხვევაში მეტაბოლიზმის სიღრმე სახეობაზე დამოკიდებული და ფართო ზღვრებში მერყეობს. კანცეროგენების ჟანგვითი დეგრადაცია ფერმენტული სისტემით, კერძოდ, ციტოქრომ P-450-შემცველი მონოოქსიგენაზებით ხორციელდება. უცხო ნაერთთა დეტოქსიკაციაში ამ ფერმენტულ სისტემას განსაკუთრებული ადგილი

უკავია და ამიტომ იგი მოგვიანებით დეტალურად იქნება განხილული (იხ. თავი 9.1.1.1). თევზების ორგანიზმში კანცეროგენის მეტაბოლიზმი თავისთავად დადებითი ფაქტია, რადგან ამ გზით წყალსატევები სუფთავდება მრავალბირთვიანი არენებისაგან. თევზის საკვებად გამოყენებისას ამ არენების მნიშვნელოვანი ნაწილი ადამიანის ორგანიზმში ხვდება და უარყოფით შედეგს იწვევს. საქმე იმაშია, რომ მეტაბოლიზმის შედეგად იდენტიფიცირდება კანცეროგენული და მუტაგენური ინტერმედიატები, რომლებიც დესტრუქციულად მოქმედებენ ღნმ-ზე და რნმ-ზე. ამის შედეგად თევზებში იზრდება ონკოლოგიურ დაავადებათა შემთხვევები. ჰიდრობიონტებში მუანგველი ფერმენტების დეფიციტისას (მაგალითად, მილიას შემთხვევაში), ან ამ ფერმენტთა ინჰიბიტორების თანაარსებობისას მრავალბირთვიანი არენების ბიოკონცენტრირება ხდება. ამიტომ ასეთი ორგანიზმები რეკომენდირებულია, როგორც კანცეროგენებით წყლის დაბინძურების ინდიკატორები.

წყალსატევებისა და ჩამდინარე წყლების თვითგასუფთავებაში მონაწილეობს ზოგიერთი წყალმცენარე. მათი ცხოველქმედების შედეგად უტილიზდება ისეთი ანთროპოგენური დაბინძურებლები, როგორიცაა: პესტიციდები, დეტერგენტები, რადიოაქტიური იზოტოპები, მძიმე მეტალები, ნავთობპროდუქტები და სხვა [17].

5.4.2 ფენოლები

ფენოლები არომატული ნახშირწყალბადების ჰიდროქსიწარმოებულებია. ბუნებაში ისინი ფართოდაა გავრცელებული. განსაკუთრებით დიდი რაოდენობით ფორმირდებიან მცენარეული ნედლეულის ქიმიური და თერმული დამუშავებისას, ხისა და ნახშირის დაკოქსებისას. გარდა ამისა, შედიან ბენზინის და დიზელის ძრავების გამონაბოლქვ აირებში. ფენოლებს ფართოდ იყენებენ ქიმიურ, ნავთობქიმიურ, ფარმაცევტულ, სამედიცინო და კომუნალურ მეურნეობებში. გამოყენების ფართო სპექტრს განაპირობებს ფენოლების მაღალი აქტივობა ქიმიური უანგვის, კონდენსაციის, პოლიმერიზაციის და სხვა რეაქციების დროს.

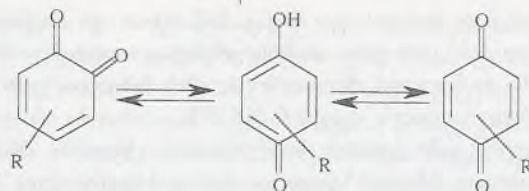
ფენოლები წარმოადგენენ ადამიანთან ყოველდღიურ კონტაქტში მყოფ ნივთიერებას; შედიან ფართო მოხმარების პროდუქტებსა და ნარჩენებში. მიუხედავად იმისა, რომ ფენოლებით წყლის დაბინძურება მნიშვნელოვნად

მცირე მასშტაბებით ხდება, იგი მაინც საწარმოო და საყოფაცხოვრებო გამდინარე წყლების ერთ-ერთ დაბინძურებლად ითვლება. მოცულობის, ტოქსიკურობისა და წყლიდან ძნელად მოცილების მიხედვით ფენოლშემცველი ნარჩენები პირველ ადგილს იკავებენ [18,19].

ფენოლებს გამოკვეთილი ბიოლოგიური აქტივობა ახასიათებთ. ამ აქტივობის ხასიათი სხვადასხვაგვარია და დამოკიდებულია ამა თუ იმ პოპოლოგის აღნაგობის სპეციფიკაზე. ფენოლებთან დაკავშირებულია კანცეროგენების მოვლენა, რაც შემდეგში მდგომარეობს: ფენოლები აძლიერებენ ორგანიზმზე კანცეროგენული ნაერთების, კერძოდ, მრავალბირთვიანი არენების ზეგავლენას (კოკანცეროგენების მოვლენა).

წყალში ფენოლების დაშლა დამოკიდებულია მოლეკულის ქიმიურ აღნაგობასა და გარემო პირობებზე. ამასთან, განსაკუთრებული როლი ეკუთვნით ულტრაიისფერ სხივებს, მიკროორგანიზმებს და წყალში O_2 -ის კონცენტრაციას. აერობულ პირობებში მარტივი ფენოლები შესაბამისი ბაქტერიებით 7 დღის განმავლობაში სრულად იშლება (საწყისი რაოდენობის 96-97%). ანაერობულ პირობებში დაშლა შენელებულად მიმდინარეობს. ფენოლის დაბალი კონცენტრაცია ($0,25$ მკგ/ლ) კი მოქმედებს წყლისა და თევზის გემოზე. ძლიერ ქლორირებულ წყალში წარმოიქმნება ქლორფენოლები, რომლებიც კიდევ უფრო აუარესებენ წყლის ორგანოლექტიკურ თვისებებს. სასმელ წყალში ფენოლების ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაცია $0,5$ მკგ/ლ-ს არ უნდა აღემატებოდეს.

ტექნოგენური ფენოლები წყალსატევებში მოხვედრისას, ბუნებრივი ფენოლების მსგავსად, ნივთიერებათა საერთო მიმოცვლაში ერთვებიან. თუ ფენოლების კონცენტრაცია მეტია იმ დატვირთვაზე, რაც მოცემულმა ბიოცენოზმა შეიძლება აიტანოს, ანუ თუ ადგილი აქვს მაღალი ტოქსიკურობის მქონე ფენოლების არსებობას, ეკოლოგიური ბალანსი ირღვევა. ელექტროფილურ რეაგენტებთან ურთიერთქმედების გამო, ფენოლებში ადგილი აქვს არომატული შეუღლების ხარისხის შემცირებას, რის გამოც არომატული სტრუქტურის დარღვევა ადვილად ხდება. ჰიდროქსილის ჯგუფების რიცხვის გაზრდა, ორთო- ან პარა-მდგომარეობებში ჩანაცვლება (რასაც შეუღლებისათვის უარყოფითი ეფექტი აქვს), ან ფენოლათ-იონის წარმოქმნა, ენოლიზაციის ენერგეტიკა და არომატულ შეუღლებას შორის არსებული სხვაობის შემცირებას იწვევს [20].



ფენოლის ტაუტომერული ფორმები - ციკლოჰექსადიენონები.

ჩანაცვლებული ფენოლები ორგანულ ნაერთთა გავრცელებული კლასია. მათგან დეტალურადაა შესწავლილი ისეთი სტერიულად რთული წარმოებულები, როგორც ანტიოქსიდანტები და ბუნებრივი ფენოლური ნაერთებია.

ქვანახშირის თერმული დაშლის პროდუქტები უპირატესად ფენოლებს, კრეზოლებსა და ქსილოლებს (ფენოლების მონო- და დი-ალკილწარმოებულებს) შეიცავენ. პოლიფენოლების სახით რეზორცინსა და პიროკატეხინს ვხვდებით. ტორფში მრავალატომიანი ფენოლების შემცველობა იზრდება პიროკატეხინის წარმოებულების ხარჯზე და ფენოლების მთელი რაოდენობის 80-94%-ს შეადგენს.

წყალსატევებში ფენოლების ძირითადი ნაწილი ცელულოზა-ქაღალდის კომბინატებიდან ხვდება, რადგან მერქანი წყალში ხსნად ფენოლებს შეიცავს. ჩამდინარე წყალში გადადის ლიგნინი, რომლის ჰიდროლიზატში 20-ზე მეტი ფენოლური ნაერთია იდენტიფიცირებული. ამგვარად, ჰიდროსფეროში სხვადასხვა სტრუქტურის მქონე ფენოლი ხვდება და გასაგებია ის ინტერესი, რაც ამ კლასის ნაერთთა ჟანგვითი გაუვნებლობის შესაძლებლობების შესწავლას ეძღვნება.

ჟანგვითი გარდაქმნა წყალბადის ელექტროფილური ჩანაცვლების პროცესს მიეკუთვნება. მოლეკულური ჟანგბადით ფენოლების ჟანგვა სამ განსხვავებულ თეორიულ კონცეფციას ეყრდნობა. ესაა ჟანგვის ჰიდროლიზური თეორია, ზეჟანგების თეორია და ჯაჭვურ რეაქციათა თეორია. მექანიზმის შერჩევა განისაზღვრება პირობებით და თვით ფენოლის სტრუქტურული თავისებურებით. პროცესის კინეტიკა დგინდება ჟანგბადისა და ფენოლის დანახარჯით. ნივთიერების სტრუქტურისა და რეაქციისუნარიანობის ურთიერთკავშირის რაოდენობრივ შეფასებას ჰამეტის განტოლება იძლევა [21].

$$\lg K/K_0 = \rho\sigma$$

სადაც K და K_0 - შესასწავლი ჰომოლოგის გარდაქმნის სიჩქარეთა კონსტანტებია, σ - ჩანაცვლებლების მუდმივაა, რომელიც ემპირიულად ნაერთის სტრუქტურას ახასიათებს და მოლეკულაში ჩანაცვლებლის ბუნებაზე, ზომაზე და მდებარეობაზეა დამოკიდებული. ρ ე.წ. მგრძობიარობის კონსტანტაა, რომელიც იცვლება პირობებისა და რეაქციის ტიპის მიხედვით. ჰამეტის განტოლება საშუალებას იძლევა σ -ს და ρ -ს გარკვეულ მნიშვნელობებზე შეფასდეს ფენოლების ჟანგვის სიჩქარე მოცემულ პროცესში. განტოლების თეორიული გადაწყვეტა იმაში მდგომარეობს, რომ გამოხატავს რეაქციის მიმდინარეობის შედეგად მოლეკულის თავისუფალი ენერგიის ცვლილებას.

გარემოს თვითგასუფთავებაში ერთ-ერთ მნიშვნელოვან პროცესად ითვლება ფენოლის ურთიერთქმედება მოლეკულურ ჟანგბადთან. რეაქცია ულტრაიისფერი სხივებით ინიცირდება. წმინდა ქიმიურ ჟანგვასთან შედარებით ფოტოდაჟანგვა უფრო სრულად მიმდინარეობს, რადგან ამ დროს ადგილი არა აქვს ჟანგვის პროდუქტებისა და პოლიმერული ნივთიერებების წარმოქმნას [22].

ჟანგბადთან ფენოლის ურთიერთქმედება შემდეგი რეაქციის მიხედვით მიმდინარეობს [23,24]:



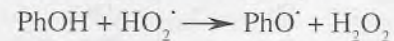
ფენოლატ-იონები ჟანგბადთან 10^7 -ჯერ უფრო სწრაფად რეაგირებენ, ვიდრე ფენოლები.



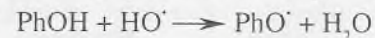
სუპეროქსიდები გარდაქმნას განიცდიან



$\text{HO}_2 \cdot$ ფენოლის სხვა მოლეკულასთან რეაგირებს:



წყალბადის ზეჟანგი რეაგირებს ფენოლთან:

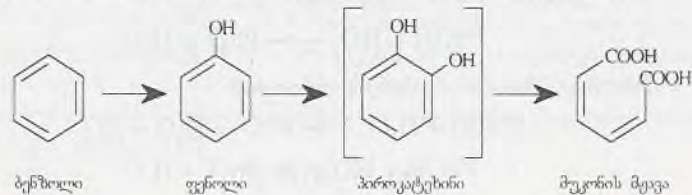


როგორც ვხედავთ, ფენოლების ძირითად დამჟანგველ ნაწილაკს HO_2 რადიკალი წარმოადგენს. დანარჩენი აქტიური დამჟანგველები კი თანმზღებ პროდუქტებად წარმოიქმნებიან. ულტრაიისფერი დასხივებისას ხდება ფენოლის მოლეკულისა და ფართო ტალღურ დიაპაზონში მოლეკულური ტრიპლეტური ჟანგბადის აღზნება. შემდგომში მათი ურთიერთქმედების შედეგად წარმოიქმნება მოლეკულური სინგლეტური და ატომური ტრიპლეტური ჟანგბადი, რომელიც კვლავ რეაგირებს ფენოლთან. ამგვარად, პროცესის სიჩქარე და მექანიზმი განისაზღვრება ფენოლებთან რეაქციაში შემავალი ჟანგბადშემცველი ნაწილაკების ერთობლიობით.

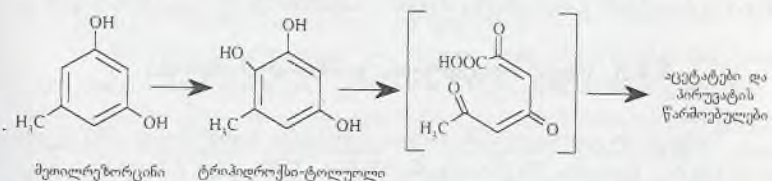
ბაქტერიული კულტურებით ფენოლური ნაერთების ბიოქიმიური ჟანგვა საყოველთაოდ ცნობილი ფაქტია. იგი იღვსაც ფართოდ გამოიყენება, როგორც საწარმოო და საყოფაცხოვრებო წარმოშობის ნარჩენებით დაბინძურებული წყლის გასუფთავების ეფექტური მეთოდი. ამ გზით ხდება ძირითადად ტექნოგენური ფენოლებისაგან წყლის თვითგასუფთავება. მთელ რიგ მიკროორგანიზმებს (მაგალითად, *Pseudomonas*, *Candida tropicalis* და სხვა) აქვთ ფენოლების შეთვისებისა და გარდაქმნის უნარი [25].

ჟანგვითი გარდაქმნები ოქსიდორედუქტაზული ფერმენტებით კატალიზდება. მათი არსებობა დადგენილია როგორც ეუკარიოტულ, ასევე პროკარიოტულ ორგანიზმებში. ზოგიერთი სოკოდან გამოყოფილია ისეთივე ფუნქციის პოლიფენოლქსიდაზა, როგორც ძუძუმწოვრების თირკმელსა და ღვიძლშია. მცენარეულ და ბაქტერიულ კულტურებში იდენტიფიცირებულია ორცინ-ჰიდროქსილაზა და ორთო-კრეზოლჰიდროქსილაზა [26].

ფენოლის ფერმენტული დაჟანგვის პირველ ალიფატურ პროდუქტს მუკონის მჟავა წარმოადგენს. უნდა აღინიშნოს, რომ იგი წარმოიქმნება თითქმის ყველა შემთხვევაში, სადაც კი არომატული ბირთვის ჟანგვას აქვს ადგილი (მაგალითად, ფენოქსიმარმჟავები, ბენზოის მჟავა და თვით ბენზოლი). გარდა ამისა, გამოთქმულია მოსაზრება, რომ ამ გარდაქმნებისას შუალედურ პროდუქტად წარმოიქმნება პიროკატეხინი [27-29].



რეზორცინის ბიოდეგრადაციაც ჰიდროქსილირების გზით ხდება. ამ დროს წარმოიქმნება ტრიჰიდროქსიტოლუოლი, რომელიც შემდგომ აცეტატსა და პირუვატში გადადის. *Pseudomonas putida*-დან გამოყოფილი ორცინოქსიდაზა აკატალიზებს მონოქსიგენირების რეაქციას და აქვს სტერეოსპეციფიკური თვისება. მისი მოქმედებით მეთილრეზორცინი მეტა-გახლენის სქემით იშლება [30]:



ფენოლი, პიროკატეხინი და მეთილპიროკატეხინი 2,3-პიროკატეხინ-ჰიდროქსილაზას ინდუქციას იწვევს. ეს ფერმენტი ჟანგვას ახორციელებს მეტა-გახლენის სქემით და ისეთივე პროდუქტებს წარმოქმნის, როგორც ორცინის შემთხვევაში მიიღება. ამგვარად, *Pseudomonas putida*-დან მიღებულია შტამი, რომელიც სპეციფიურად ჟანგავს ორთო-კრეზოლს, გარკვეული ხარისხით – მეტა-იზომერს, მაგრამ არ ჟანგავს პარა-კრეზოლს.

ფენოლები გავლენას ახდენენ ნახშირწყალბადების გარდაქმნის სიჩქარეზე. ასევე რეაგირებენ მათ კანცეროგენულ აქტივობაზეც. ფიზიკურ-ქიმიურ და ბიოლოგიურ სისტემებში ფენოლური ნაერთებისა და მრავალბირთვიანი არენების ურთიერთგავლენა მრავალ ფაქტორზეა დამოკიდებული: საკვლევი სისტემის ბუნებაზე, გამხსნელზე, ფენოლის მოლეკულის აღნაგობასა და რეაგენტების კონცენტრაციულ თანაფარდობაზე.

დადგენილია მონოფენოლისა და პიროკატეხინის მასტიმულირებელი მოქმედების ეფექტი ბენზპირენის აუტოდაჟანგვისას წყალხსნარში.

ალკილანაცვლებული მონო- და დი-ფენოლების უმრავლესობა ბენზპირენის დაშლას აჩქარებს. ეფექტი მით უფრო მნიშვნელოვანია, რაც უფრო რეაქციისუნარიანი ფენოლი. გამონაკლის წარმოადგენს შედარებით ნაკლებრეაქციისუნარიანი 4-ნიტროფენოლი და 5-მეთილრეზორცინი. სივრცობრივად გამწვანებული მონოფენოლები ტიპური ანტიოქსიდანტებია და მაღალი კონცენტრაციებისას ბენზპირენის ჟანგვას აინჰიბირებენ [31].

კანცეროგენის გავლენა გამოიხატება ეთანოლის არეში ფენოლების ფოტოდეგრადაციის რეაქციის შენელებაში. აქტიური ორთოკრეზოლის

გარდაქმნის სიჩქარე მცირდება 5,3-ჯერ, ხოლო უფრო პასიური 2,4-დინიტროფენოლისა – 3,8-ჯერ.

ფენოლების და არენების ურთიერთგავლენა არა მარტო კინეტიკურ კონსტანტებს ცვლის, არამედ ფოტონიცირებული ფანგვის პროცესის მექანიზმზეც ახდენს გავლენას. დაბეჯითებით შეიძლება ითქვას, რომ ეს ურთიერთგავლენა განპირობებულია ფენოლებისა და არენების სტრუქტურით. არენები ფენოლების გარდაქმნაზე მკვეთრ მაინჰიბირებელ გავლენას ახდენენ.

5.4.3 სხვა ორგანული დამბინძურებლები

ზოგიერთი გამონაკლისის გარდა, ბუნებრივი წარმოშობის ორგანული ნივთიერებები წყალში მიკროორგანიზმებით სწრაფად იშლებიან. სხვა ვითარებაა სინთეზური ორგანული ნივთიერებების შემთხვევაში. ხშირად მათ დასაშლელად მიკროორგანიზმებს სათანადო ფერმენტული სისტემები არ გააჩნიათ, ამიტომ ასეთ ნივთიერებათა მოსაშორებლად დიფერენციალური მიდგომა ხდება საჭირო.

ძნელად დასაშლელ ნივთიერებათა კატეგორიას განეკუთვნება ნავთობი და მისი გადაშეშავების პროდუქტები.

ნავთობი ძირითადად ალიფატური ნახშირწყალბადებისაგან შედგება. ზოგიერთ შემთხვევაში კი წარმოშობის მიხედვით, შეიძლება ალიციკლურ და არომატულ ნახშირწყალბადებსაც შეიცავდეს. ნავთობი მცირე რაოდენობით შეიძლება ისეთ ფანგბადშემცველ ნაერთებსაც შეიცავდეს, როგორცაა ალდეჰიდები, კეტონები და კარბონმჟავები. გარემოში ნავთობი სხვადასხვა გზით ხვდება: მისი მოპოვების, ტრანსპორტირებისა და ნედლი ნავთობის გადამუშავებისას, აგრეთვე ნავთობსადენებიდან გამოჟონვის, ტანკერების ავარიების შემთხვევებში და სხვ.

მაღალი სიბლანტის მიუხედავად, ნიადაგში გაჟონილი ნავთობი გრუნტის წყლებს აღწევს, ერევა მათ და დიდ მანძილზე ვრცელდება. ნავთობი, ჰიდროფობული ბუნების გამო, წყლის ზედაპირზე თხელ აფსკს წარმოქმნის. ღია წყლოვან ზედაპირზე დროთა განმავლობაში წარმოიქმნება ნავთობი-წყლის ემულსიური ფენა, რომელიც ზღუდავს წყალს და ჰაერს შორის აირცვლას. ამ ფენის ქვეშ მყოფი ყველა ცოცხალი ორგანიზმი იღუპება. გარდა ამისა, ნავთობის შემადგენელი წყალში ხსნადი დაფანგული კომპონენტები ტოქსიკური მოქმედებით ხასიათდებიან. წყალი, რომლის 10⁶ ლიტრი ერთ ლიტრ ნავთობს შეიცავს, სასმელად უვარგისია.

წყალში მოხვედრილი ნავთობი მიკრობიოლოგიურ დაშლას განიცდის, მაგრამ ეს პროცესი იმდენად ნელა მიმდინარეობს, რომ ნავთობი შეიძლება თვეობით წყლის ზედაპირზე დაყოვნდეს. ამ დროის განმავლობაში ადვილაქროლადი კომპონენტები ორთქლდებიან, დარჩენილები კი შენელებულად იჟანგებიან. ორივე პროცესის შედეგად ძნელადაქროლადი კომპონენტები შესქელებულ მასას წარმოქმნიან. სარწმუნო ინფორმაცია მათ შემდგომ ბედზე სადღეისოდ არ გაგვაჩნია.

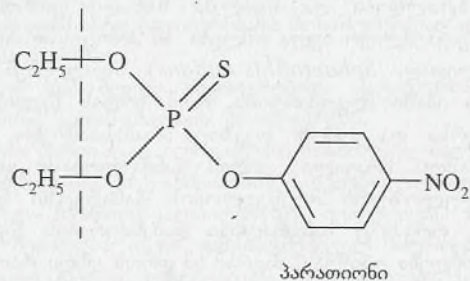
წყალში ხანგრძლივად დაუშლელ მავნე მინარევებს მიეკუთვნება ე.წ. ლიგნინსულფომჟავა, კერძოდ კი ლიგნინჰიდროსულფიტი. მის მოლეკულაში ისევე, როგორც ეთერებში, ლიგნინის პროპანული ჯაჭვების ბოლოები სულფიტს იკავშირებენ. ეს პროდუქტი წარმოიქმნება მაღალი წნევისა და ტემპერატურის პირობებში კალციუმის ჰიდროსულფიტით მერქნის დამუშავებისას. მაღალმოლეკულური ლიგნინი ამ დროს ცელულოზას სცილდება და წყალში ხსნადი ფორმით გადადის. ლიგნინსულფომჟავა ძლიერ ნელა იშლება. ამ პროცესში ძირითად როლს სოკოები (მაგალითად, *Sphaerofilus natians*) ასრულებენ. ამ ნაერთის მავნე მოქმედება იმაში მდგომარეობს, რომ ზრდის წყლის სიბლანტეს, ცვლის მის ფერსა და გემოს. თევზიც არასასიამოვნო გემოს იძენს. ნივთიერების დაშლა მრავალი კვირის განმავლობაში გრძელდება და ამგვარად, ცელულოზური მრეწველობის ჩანარეცხი წყლები უნდა განიხილებოდეს, როგორც ხანგრძლივი დაბინძურების წყარო. მშრალი ლიგნინმჟავა შეიძლება დაიწვას, მაგრამ ამ დროს დიდი რაოდენობით SO₂ წარმოიქმნება, რომლის მოქმედებაც ასევე უნდა იქნას აცილებული.

ძნელად დასაშლელ (ძნელად მეტაბოლიზირებად) ნივთიერებებს ეკუთვნის ქლორირებული ნახშირწყალბადებიც. მაგალითად, ერთ-ან ორ-ნახშირბადატომიანი ორგანული გამხსნელები, პოლიქლორირებული ბიფენილები და ქლორორგანული პესტიციდები. ქლორნახშირწყალბადები შეიძლება თვითონ წყალში წარმოიქმნას ქლორირებული წყლის კონტაქტისას ჰუმუსის დაშლის პროდუქტებთან. ამ დროს, უპირველეს ყოვლისა, ტრიქლორმეთანი (CHCl₃) წარმოიქმნება.

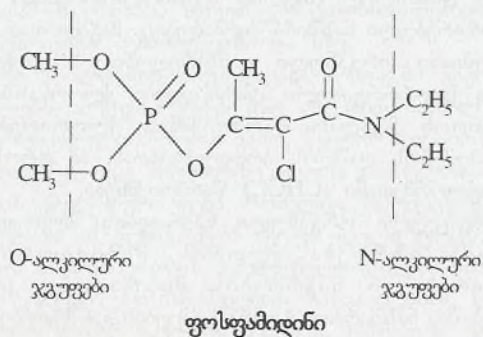
ქლორშემცველი ორგანული ნაერთების მდგრადობა დაშლის პროცესისადმი იზრდება ქლორის შემცველობის ზრდით. არაჰალოგენირებული ნაერთების მდგრადობა კი პირდაპირ დამოკიდებულებაშია ნახშირბადატომთა ჯაჭვების განშტოებების ზრდასთან.

წყლოვანი გარემოსათვის დამახასიათებელია ჰიდროლიზის რეაქციები. პროცესი განსაკუთრებით ადვილად ხორციელდება ფოსფორმჟავას ეთერების, აგრეთვე, თიოფოსფორმჟავას ისეთი ეთერების შემთხვევაში, როგორცაა ინსექტიციდები – სისტოქსი, მალათიონი, პარათიონი და სხვ. ამ ნაერთთა ჰიდროლიზური დაშლა ეთერული ბმების გაწყვეტით მიმდინარეობს. წყალში ჰიდროლიზს განიცდიან ამიდები და ჰიდროკარბონატები, მაგალითად, კარბარილი.

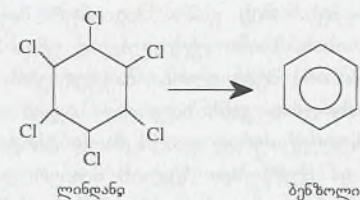
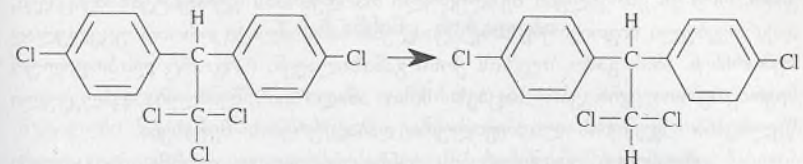
იმვითად აქვს ადგილი ციკლური ნივთიერების ჰიდროქსილირებული ბირთვის დაშლას. ასეთ ჟანგვას ემორჩილება თიოეთერი. ბიოლოგიურ პროცესს ეკუთვნის O-დეალკილირების რეაქცია პარათიონისა და მისი მსგავსი აღნაგობის მქონე ნივთიერებების ჟანგვის პროცესში. რეაქციის შედეგად მიიღება დაშლის პროდუქტები, რომლებიც თბილისისხლიანი ორგანიზმებისათვის ნაკლებტოქსიკურია [5].



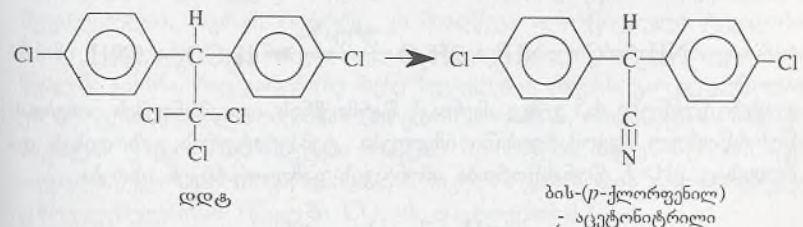
ანალოგიური მექანიზმით მიმდინარეობს ფოსფამიდინის N-დეალკილირება:



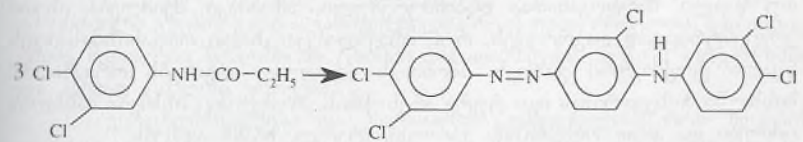
ქლორშემცველი ნაერთები ნაწილობრივ ან მთლიანად კარგავენ ქლორს.



ზღვის წყალში, როგორც ჩანს, ბიოლოგიური ფაქტორების მოქმედებით დდე ბის-(p-ქლორფენილ) აცეტონიტრილში გადადის:



ჩანარეცხი წყლების ზოგიერთი ნივთიერება მაღალ კონცენტრაციებზე ერთმანეთთან ურთიერთქმედებს. მაგალითად, ჰერბიციდი პროპანილი 3,3',4-ტრიქლორ-4-(3,4-დიქლორანილინ)აზო-ბენზოლად გარდაიქმნება.

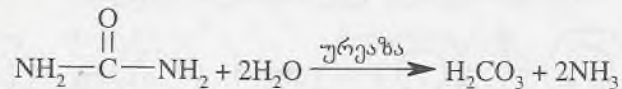


ლიპოფილური ნივთიერებები, მათი მოლეკულების ზომების მიუხედავად, შედარებით ადვილად გადიან უჯრედულ მემბრანებში, სწრაფად შეითვისებიან

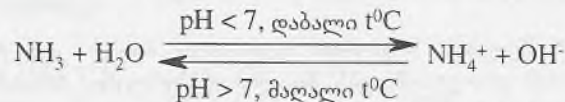
ორგანიზმის მიერ და უპირატესად ცხიმოვან ქსოვილში გროვდებიან. იმის გამო, რომ ეს ქსოვილები შეზღუდული რაოდენობის ფერმენტებს შეიცავენ, დაგროვებული ნივთიერებები აქ შეიძლება ზანგრილივი დროით უცვლელად შემორჩნენ. ამის გამო, თევზის ქონს განიხილავენ, როგორც ლიპოფილურ ნივთიერებათა ერთგვარ საცავს. მისი ანალიზით შეიძლება ცალკეული წყლოვანი რეგიონის ლიპოფილური დაბინძურების შეფასება.

ორგანული დაბინძურების განსაკუთრებული ფორმაა ფეკალური მასა, რადგან იგი ცხოველისა და ადამიანისათვის დამანასიათებელ ბათოგენურ მიკროფლორას შეიცავს. ამის გამო, ჰიგიენურ მდგომარეობაზე წყლის სინჯების განსაზღვრისას, მათში აუცილებლად უნდა შემოწმდეს ნაწლავის ჩხირის (*Escherichia coli*) შემცველობა. ბაქტერიების სხვა სახეობებისაგან განსხვავებით, იგი მხოლოდ განსაზღვრულ საკვებ არეზე მრავლდება და ამიტომ შეიძლება სელექციურად და საკმაოდ მარტივად განსაზღვროს.

შარდითა და წუნწუხით წყლის ძლიერ დაბინძურებისას მასში დიდი რაოდენობით შარდოვანა გროვდება. ჩანარეცხ წყლებში ბაქტერიები ფერმენტების საშუალებით მას ამონიაკამდე შლიან:



ლიტრი წუნწუხი 4,5 გ-მდე ამონიაკს წარმოქმნის. იგი ამონიუმის იონებთან წონასწორულ მდგომარეობაში იმყოფება. ტემპერატურის გაზრდისას და როდესაც $\text{pH} > 7$, წონასწორობა ამონიაკის გამოყოფისაკენ იხრება.



თუ წყალი შარდოვანითაა დაბინძურებული, ამონიაკი შეიძლება ისეთი კონცენტრაციით დაგროვდეს, რომ მრავალი ცოცხალი ორგანიზმისათვის წყალი ტოქსიკური გახდეს. ამონიაკს ადვილად ითვისებს ორგანიზმი. სისხლში მოხვედრისას იგი ტუტე არეს ქმნის, რომელშიც იხსნება სასხლის ცილები და ამით ორგანიზმს გამოუსწორებელ ზიანს აყენებს.

ბაქტერიულ დაბინძურებაზე საერთო წარმოდგენა შეიძლება მივიღოთ უნივერსალურ საკვებ არეზე წყლის სინჯის ინკუბირებით 2 დღე-ღამის

განმავლობაში 37°C-ის პირობებში.

5.4.4 მძიმე მეტალები

წყლის მნიშვნელოვან დაბინძურებლებს მიეკუთვნება მძიმე მეტალები. წყალში მათი მოხვედრა განპირობებულია მრეწველობის მთელი რიგი დარგების (ცელულოზა-ქაღალდის, სამთო-მომპოვებლის, ნავთობ-გადამამუშავებლის, ფოლადის წარმოების, ფერადი მეტალურგიის, ავტო-და ავიამშენებლობის, მინის, ცემენტის, კერამიკის, ტყავის წარმოების, სასუქების წარმოების და სხვ.) ფუნქციონირებით.

წყლის დიდ მოცულობაში მძიმე მეტალთა ნაერთების მოხვედრის შედეგად ისინი შედარებით სწრაფად ზავდებიან, ნაწილობრივ ილექებიან კარბონატების, სულფატების ან სულფიდების სახით, გარკვეული ნაწილი კი ფსკერის მინერალურ და ორგანულ დანალექებზე სორბირდებიან. ამის შედეგად ფსკერზე მძიმე მეტალების შემცველობა მაღალია. განსაკუთრებით მძაფრი სიტუაცია შეიძლება შეიქმნას დანალექთა აღსორბციული უნარის ამოწურვის შემთხვევაში. ამ დროის ზუსტი გათვლა პრაქტიკულად შეუძლებელია, მაგრამ, როგორც კი მიიღწევა აღსორბციული ტევადობა, მძიმე მეტალები წყალში გადასვლას იწყებენ. გაჯერებაამდეც ხდება მათი წყალში გახსნა, რაც გარემოზე მაგნი ზეგავლენას ახდენს. გარკვეულწილად ეს პროცესი წყალდიდობებისას (თოვლის დნობისას, როცა წყლის მძლავრ ნაკადებს ფსკერის დანალექები მოაქვთ) შეინიშნება. მსგავს სურათს აქვს ადგილი წყლის pH-ის ვარდნისას, ან მიკროორგანიზმების გაძლიერებული ცხოველქმედებისას (წყალში CO₂-ის დაგროვებისას).

წყალში მეტალთა გადასვლაში მნიშვნელოვან როლს ასრულებენ გამწმენდ და გამრეცხ საშუალებებში შემავალი ეთილენდიამინტეტრააცეტატისა (მდტბ) და ნიტრილტრიაცეტატის (ნტბ) იონები, რომლებიც მეტალებთან ხელატებს წარმოქმნიან. წყალში მოხვედრის ამ ცნობილი გზების გარდა, გამოვლენილია რეაქციები, რომელთა შედეგადაც მძიმე მეტალები წყალში ან ცხიმში ხსნადი ხდება, აღწევს ორგანიზმში და კვებით ციკლში ერთვება.

ვერცხლისწყლისა და კალასათვის დადგენილია, რომ ზღვების ანაერობულ პირობებში (მკვდარი წყალმცენარეების ანარჩენებში) ისინი წყალბადს იერთებენ და აქროლად ნაერთებს წარმოქმნიან. ამ ტიპის

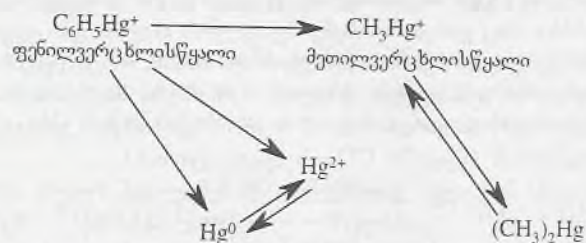
ჰიდრირებას ადგილი აქვს სხვა მეტალების შემთხვევაშიც. ეს ფაქტი იმის მანველებელია, რომ ზღვის გარკვეულ უბნებში, რომლებშიც ჭარბი მცენარეულობაა, წყალმცენარეთა საფარი ზრდის მძიმე მეტალთა "აქტივობას" მათი გადაყვანით აქროლადი ჰიდრიდების ფორმაში.

ჟანგვის შედეგად მანგანუმი MnO_2 -ის სახით ილექება. ანაერობულ პირობებში მიკროორგანიზმების მოქმედებით იგი წყალში Mn^{2+} -ის მდგომარეობაში გადადის [32]:



მიუხედავად იმისა, რომ მანგანუმი სიცოცხლისათვის აუცილებელ ელემენტს წარმოადგენს (მის უმცირეს კონცენტრაციებს ჟანგვა-აღდგენით რეაქციებში ელექტრონთა გადატანა შეუძლიათ), მაღალი კონცენტრაციებით იგი ტოქსიკურია.

ზოგიერთი მძიმე მეტალისათვის დადგენილია მიკრობიოლოგიური ალკილირება და ამ გზით მათი ჩართვა კვებით ციკლში. მაგალითად, მეტალური ვერცხლისწყალი რა ფორმითაც არ უნდა მოხვდეს წყალში, მიკროორგანიზმების მოქმედებით ხდება მათი მეთილირება და პირდაპირი თუ არაპირდაპირი გზით ყოველთვის მეთილვერცხლისწყალი მიიღება [33].



მიღებული ნაერთი ცხიმში ხსნადია, გამოირჩევა მდგრადობით და განსაკუთრებით შხამიანია. ორგანიზმიდან მისი ნახევარგამოყოფის ბიოლოგიური პერიოდი საკმაოდ დიდია და ადამიანისათვის 70-80 დღე-ღამეს შეადგენს. მეთილვერცხლისწყალი ცენტრალური ნერვული სისტემის უჯრედებში იყრის თავს და აქ იგი მრავალი ფერმენტის ბლოკირებას იწვევს.

ტყვია ბუნებრივ წყლებში შეიძლება მოხვდეს მთის ქანებიდან,

ცოცხალი ნივთიერებებიდან და ატმოსფერული მტერიდან. მდინარის წყალში იგი შეტივანარებული ფორმით არსებობს. სხვადასხვა მდინარეებში შეიძლება ტყვიის ერთი ფორმა სჭარბობდეს მეორეს, მაგრამ ეკოლოგიური თვალსაზრისით მთლიანობაში ყველაზე დიდი მნიშვნელობა მაინც შეტივანარებულ ფორმას აქვს. გახსნილი ტყვიის შემცველობა მდინარის წყალში საშუალოდ 1 მკგ/ლ-ს შეადგენს, და სხვადასხვა რეგიონში შესაძნევი რხევებით ხასიათდება. ალპური და სუბალპური ზონების წყლებში ტყვიის მაღალი შემცველობა დაკავშირებულია მთის ქანებიდან ამ ელემენტის ინტენსიურ გამორეცხვასთან და ამ ზონებისათვის დამახასიათებელ ატმოსფეროდან აეროზოლების ჭარბ გამოლექვასთან [34]. მდინარის წყლებში ტყვიის შემცველობის ადგილობრივი ანომალიები დაკავშირებულია ბუნებრივ და ტექნოგენურ ანომალიებთან. ტყვისა და პოლიმეტალური საბადოების რაიონებში შეიძლება აღიძრას შედარებით ლოკალური ჰიდროქიმიური ანომალიები. მოქმედი გამამდიდრებელი ქარხნები მნიშვნელოვნად ზრდის ბუნებრივ წყლებში ტყვიის შემცველობას. ანთროპოგენური წყაროების გზით ატმოსფეროში მთლიანი ტყვიის 90%-ზე მეტი ხვდება. ამდენად, სწორედ ეს ფაქტორი და არა მთის ჯიშები განსაზღვრავს მდინარის წყალში ტყვიის კონცენტრაციის ზრდას.

ზღვაში მდინარის წყლის ჩადინებისას, ფიზიკური პროცესების მოქმედებით ტყვიის დალექვა ავანდელებში (დელტის წყალქვეშა ნაწილში) ხდება. მდინარისა და ზღვის წყლების ნაწილაკთა შერევით გამოწვეული კოაგულაცია არის იმის მიზეზი, რომ შეწონადებული ნაწილაკების 80% ავანდელებში ილექება. ქიმიური პროცესები – ფლოკულაცია (გახსნილი ორგანული და არაორგანული ნაწილაკების გარდაქმნა შეტივანარებულ ამორფულ ნაწილაკებად) და სორბცია გახსნილი ტყვიის დალექვას იწვევს. პროცესს ხელს უწყობს ფიტოპლანქტონების მიერ მეტალთა აქტიური მოხმარება [35]. ყოველივე ამის გამო, ზღვის წყალში ტყვიის შემცველობა მდინარის წყალთან შედარებით გაცილებით ნაკლებია.

მიწისქვეშა წყლებში ტყვიის კონცენტრაცია განსაკუთრებით მაღალია გრანიტის და სხვა მჟავა ქანებში (კვარციტებში, დიორიტებში და სხვ.). მთის რეგიონების მიწისქვეშა წყლებში ტყვიის შემცველობა მაღალია, რაც გამოწვეული უნდა იყოს მეტალთა შემცველ მთის ქანებთან მათი უშუალო კონტაქტით.

ტოქსიკურობის მხრივ ტყვიას შესამჩნევი ადგილი უკავია. როგორც ირკვევა, სხვა მძიმე მეტალთა მსგავსად, ტყვიას შეუძლია ფერმენტთა მოლეკულებთან დაკავშირება და მათი თავდაპირველი ფუნქციის მოშლა [36]. ტყვიით მოწამვლა არასპეციფიკური სიმპტომებით მჟღავნდება. პირველად შეინიშნება ორგანიზმის მომეტებული აქტივობა და უძილობა, მოგვიანებით კი – დაღლილობა, დებრესია, ყაზბობა და სხვ.

Pb-ის დიდი დოზებით მოწამვლა იწვევს სისხლის დაავადებებს, ნერვული სისტემის მოშლას და თავის ტვინის დაზიანებას. ზოგიერთი სპეციალისტის აზრით, ტყვიით მოწამვლის შედეგია აგრესიულობა და ბოროტმოქმედება, რომელიც განსაკუთრებით დამახასიათებელია დიდი ქალაქებისათვის [37]. სადღეისოდ გარემოს ტოქსიკანტებად გვევლინება ტყვიის ალკილური ნაერთები, რომლებსაც ავტობენზინში ურევენ ანტიდეტონატორებად. ჩვენს საკვებში პოულობენ 2 მგ/კგ რაოდენობის ტყვიას. ადამიანის მიერ მიღებული ტყვიის ორი მესამედი მცენარეულ პროდუქტებზე (ფოთლოვან და ღეროვან ბოსტნეულზე, აგრეთვე ძირხვეწებზე) მოდის.

მაღალი სიმჭიდროვის დასახლებულ რაიონებში ორგანული ნარჩენების კომპოსტირებამ შეიძლება ტყვიის კონცენტრაციის ზრდა გამოიწვიოს რამდენიმე ასეულ მგ-მდე 1 კგ-ზე. წყლის სალექარების ნალექში ტყვიის შემცველობა (დანის მაგალითზე) 4 700 მგ/კგ-ს აღწევს [38].

მეტად ტოქსიკურია კადმიუმი. წყალში იგი შეიძლება მოხვდეს მაღარობის ან სამრეწველო საწარმოების ნარჩენებით წყლის დაბინძურების შედეგად. კადმიუმს იყენებენ საღებავების, შენადნობების, პესტიციდების, ბირთვული რეაქტორების დეტალებისა და სხვ. წარმოებაში. ამჟამად სპეციალისტები საფუძვლიან შემოფოთებას გამოთქვამენ იმის გამო, რომ ჰაერში იგი შესამჩნევი რაოდენობით გროვდება, ხოლო ნაგვის საცავებში მოხვედრის შემდეგ აბინძურებს გრუნტის წყლებს. თბოელექტროსადგურების მიერ ნავთობის დიდი რაოდენობით გამოყენება ზრდის ჰაერში კადმიუმის შემცველობას. აქედან იგი წვიმით ირეცხება და ბუნებრივ წყლებში ხვდება. არსებული მონაცემების მიხედვით საკანალიზაციო მასებში ან ფოსფოროვან სასუქებში შემაჯალ კადმიუმს კვების პროდუქტთა დაბინძურება შეუძლია. თამბაქოს მწველები დამატებით რისკზე მიდიან, რადგან თამბაქო ამ

ელემენტს შეიცავს [38].

ორგანიზმში კადმიუმი უპირველესად თირკმელებში გროვდება და ზღვრული კონცენტრაციის (0,2 მგ/გ) მიღწევის შემდეგ ჩნდება მძიმე მოწამვლის სიმპტომები: ქოშინი, შარდში ცილის წარმოქმნა, თირკმლის უკმარობა და სასქესო ორგანოების ფუნქციის მოშლა. მოგვიანებით იწყება ძვლის (ზურგში და კიდურებში) მწვავე ტკივილები. იმის გამო, რომ ერთჯერადი მოხვედრის შედეგად კადმიუმი ადამიანის ორგანიზმს ძლიერ ნელა ტოვებს (დღე-ღამეში 0,1%), ხშირად ადგილი აქვს ქრონიკულ მოწამვლას.

საერთოდ, მძიმე მეტალთა ტოქსიკურობა დაკავშირებულია ბიოლოგიურად აქტიურ ნივთიერებებთან, განსაკუთრებით ფერმენტებთან ხელატებისა და სულფიდების წარმოქმნასთან. ბიოქიმიური პროცესების პირველადი მოშლის ერთგვაროვნების მიუხედავად, სხვადასხვა მძიმე მეტალი ორგანიზმზე განსხვავებულ ზემოქმედებას ავლენს, ეს, უპირველეს ყოვლისა, მათი განაწილების თავისებურებებზეა დამოკიდებული. ამასთან დაკავშირებით, ცალკეული ორგანოები და ქსოვილები შერჩევითად ზიანდება.

მძიმე მეტალთა მოქმედების მიმართ მცენარე უფრო გაძლიერებულ მდგრადობას ავლენს, ვიდრე ცხოველი და ადამიანი. აქ ისინი ძირითადად უჯრედის კვლევას და ვაკუოლებში გროვდება და ხელატებს წარმოქმნიან, რის გამოც ფიზიოლოგიურად არააქტიური ხდებიან. განსაკუთრებული ყურადღება უნდა ექცეოდეს მძიმე მეტალებით ისეთი მცენარეების გამდიდრებას, რომლებიც ადამიანის საკვებად გამოიყენება.

5.5 ჩამდინარე წყლების გასუფთავების ბიოლოგიური და ფიზიკურ-ქიმიური ღონისძიებები

წყლის სისუფთავეზე მსჯელობისას ერთმანეთისაგან აუცილებლად უნდა განვასხვავოთ ორი ცნება: წყლის გასუფთავება და წყლის დაბინძურებასთან ბრძოლა. ეს ცნებები ორი სრულიად განსხვავებული სახის ქმედებას ასახავს. ისინი ერთი მედლის ორ სხვადასხვა მხარეს წარმოადგენს და მას წყლის ხარისხი შეიძლება ვუწოდოთ. ტბიდან, მდინარიდან თუ ჭიდან აღებული წყალი უნდა იყოს ჯანმრთელობისათვის უსაფრთხო, გააჩნდეს სასიამოვნო გემო და არ ჰქონდეს სუნი. წყლის

გასუფთავება წარმოადგენს წყლის მოშადების პროცესს ყოფაცხოვრებაში ან წარმოებაში მისი გამოყენებისათვის. წყლის უსაფრთხოება მიიღწევა მისგან დაავადებების გამომწვევი მიკროორგანიზმების მოცილებით, ხოლო გემური ხარისხი – უცხო ნივთიერებების, მინარევებისა და სიმღვრივის მოცილებით. წყლის დაბინძურებლების წინააღმდეგ ბრძოლა მიმართულია წყლის ხარისხის აღდგენისაკენ, რომელიც მან მოხმარებლის მიერ გამოყენების შედეგად დაკარგა.

ადამიანის არსებობა დაკავშირებულია სხვადასხვა სახის ნარჩენების წარმოქმნასთან. “ნარჩენები არის ყველა ის მასალა და საგნები, რომლის მოცილებასაც ცდილობს მისი მფლობელი, ან მოცილება უხდება ხელისუფლების მოთხოვნით. მოცილება გულისხმობს მათ შეკრებას, დახარისხებას, ტრანსპორტირებას, გადამუშავებას და შენახვას მიწის ზედაპირზე ან მის ქვეშ” [39].

არსებობს მყარი და თხევადი ნარჩენები. ქარხნის საკვამლე მიწებიდან ამოსული აირები წარმოების ემისიას ეკუთვნის და ნარჩენებად არ ითვლება. მიუხედავად ამისა, ატმოსფეროში აირთა ემისიის შესამცირებლად იყენებენ სხვადასხვა ფიზიკურ-ქიმიურ პროცესებს, რომელთა შედეგადაც მყარი ან თხევადი ნარჩენები წარმოიქმნება (ნაღები ფილტრებზე, წვის პროდუქტი – ჭვარტლი, გამრეცხი წყალი და სხვ.).

რეგულირებადი წყალმომარაგებისა და ჩამდინარე წყლების გაუვნებლობის პრობლემას დიდი ხნის ისტორია აქვს. უძველესი დროიდან ფეკალურ ჩანარებს წყლებს მინდვრებში უშვებდნენ. წყლის გასუფთავების ამ ფორმამ ჩვენს დრომდე მოაღწია. ფეკალში გახსნილი მცირე ზომის ნაწილაკები იჟონება ნიადაგში, სადაც მიკროორგანიზმების მოქმედებით ორგანულ ნივთიერებათა აერობული დაშლის პროცესი ხორციელდება. დარჩენილი მინერალური ჩანარები სასოფლო-სამეურნეო კულტურების სასუქებად გამოიყენება. ფეკალების მოცილების ამ წესის ნაკლი მდგომარეობს უსიამოვნო სუნის გავრცელებასა და ნიადაგში ძნელადხსნადი ნაშთების დაგროვებაში, რაც უარყოფითად ისახება მის აირგანვლადობაზე. გარდა ამისა, ფეკალებთან ერთად შეიძლება გავრცელდეს ავადმყოფობების სხვადასხვა გამომწვევები და პარაზიტები. სადღეისოდ მიღებულია, რომ მინდვრის დამუშავება ფეკალური მასებით დასაშვებია მოხდეს მარცვლეულისათვის მომკამდე ერთი კვირით ადრე, კარტოფილისათვის –

ყვავილობის დაწყებამდე, ხოლო ბოსტნეულისათვის – კვერტაციური პერიოდის დაწყებამდე. ფართოდ გამოყენებული მოწვიმა აქვეითებს ნიადაგის ლამიანობას, რადგან ფეკალური წყლების ჟანგბადით კარგი უზრუნველყოფა მოწვიმისას აჩქარებს ორგანულ ნივთიერებათა დაშლას. ამასთან, მაინც რჩება მეთოდის ნაკლი: არასასიამოვნო სუნი და ავადმყოფობათა გამომწვევების გავრცელების საფრთხე. ფეკალური მასებით რწყვა და მოწვიმა არ შეიძლება გამოყენებულ იქნას იმ ადგილებში, სადაც სუფთა წყლის წყალსატევებია, რადგან იქმნება გრუნტის წყლების დაბინძურების საშიშროება.

სუფთა წყლის მარაგის შექმნისა და საკანალიზაციო ქსელის (“Cloaca maxima”) მშენებლობის პრაქტიკა ძველ რომში იღებს სათავეს. მიუხედავად ამისა, მხოლოდ გასული საუკუნის მეორე ნახევრიდან დაიწყო ჩამდინარე წყლების გასუფთავების მეთოდების დამუშავება და ქალაქებში საკანალიზაციო ქსელის სისტემური შექმნა. კანალიზაცია გარემოს დაცვის ერთ-ერთი მნიშვნელოვანი ღონისძიებაა. ესაა სანიტარულ-ინჟინერულ ნაგებობათა კომპლექსი, რომელიც უზრუნველყოფს დაბინძურებული ჩამდინარე წყლის შეკრებას და დასახლებული პუნქტებიდან, ან სამრეწველო საწარმოების საზღვრებიდან მათ სწრაფ მოცილებას, გასუფთავებას, გაუვნებლობას და გაუსნებოვნებას. იმ დროისათვის პირველად იქნა გამოყენებული მექანიკური გასუფთავების საშუალებები. მათ ფუნქციაში შედიოდა ჩამდინარე წყლებში არსებული მყარი ნაწილაკების დალექვა და მლექი ავზების ფსკერზე და ამდენად, კანალიზაციის დაცვა დაბინძურებისაგან. და მლექი ავზებად გამოიყენებოდა გუბურები ან დიდი ზედაპირის მქონე ტბები. ორგანული ნივთიერებები გადამუშავდებოდა მიკროორგანიზმებით, წყალში გახსნილი ჟანგბადის მონაწილეობით. მიკროორგანიზმები, რომლებიც სწრაფად მრავლდებიან, ხელს უწყობენ კოაგულაციის პროცესს და დიდი ზომის ფიფქების წარმოქმნას. დამდგარ წყალში დალექვისას ისინი წარიტაცებენ ფეკალური წყლების სხვა შემადგენელ ნაწილაკებს. ფსკერზე დაგროვილი ლამი ანაერობულ პირობებში დაშლას განიცდის და ამ დროს მომწამლავი აირები წარმოიქმნება. სხვადასხვა ორიგინალური ინჟინერული გადაწყვეტის დახმარებით ხერხდებოდა ავზების ფსკერიდან ლამის მოცილება. განხილული პროცესების საფუძველზე კონსტრუირებულია დამლექავი დანადგარები (ემშერის).

ჩამდინარე წყლის გასუფთავების სხვა მეთოდს მიეკუთვნება გასუფთავება სარწყავი მიწების დახმარებით. ქვიშის გრუნტში გავლისას წყალი იფილტრება და გამჭვირვალობას იძენს. დამლექავებად უპირატესად კირს, ალუმინისა და რკინის მარილებს იყენებდნენ. წყლის ქიმიური გასუფთავება თავდაპირველად სასურველ შედეგებს არ იძლეოდა. მხოლოდ ბიოლოგიური ლამის (ცოცხალი) აღმოჩენის შემდეგ (1914წ), გაჩნდა შესაძლებლობა ჩამდინარე წყლების გასუფთავების თანამედროვე ტექნოლოგიის შესაქმნელად.

სადღეისოდ დამუშავებული მეთოდები საშუალებას იძლევიან ჩამდინარე წყლებიდან მივიღოთ ნებისმიერი, ან აუცილებელი სისუფთავის წყალი. რომელ საყოფაცხოვრებო ან სამრეწველო დაბინძურებას შეიძლება შეეუბრებოდეთ, დამოკიდებულია წყლის გასუფთავებაზე გაწეული ხარჯების შესაბამისობის შეფასებაზე იმ რისკთან, რომელიც მის გამოყენებასთანაა დაკავშირებული.

ხარჯები მხოლოდ ეკონომიკის (საშუალებათა ხარჯების) თვალსაზრისით არ განიხილებიან. აუცილებლად გასათვალისწინებელია დამატებითი ნარჩენების წარმოქმნა და დამატებითი რესურსების მოზიდვა. ასეთი მიდგომა საესებით მისაღებია, რადგან მისი განხორციელებისას წყალში მავნე ნივთიერებათა კონცენტრაცია ისე მცირდება, რომ ანალიზური მეთოდებით მათი გაზომვა აღარ ხერხდება. აქვე უნდა აღინიშნოს, რომ წყლის სისუფთავის ხარისხის ზრდა მასზე გაწეული ხარჯების ექსპონენციალურია და ეს ზოგადია დამბინძურებლებისაგან, როგორც წყლის, ასევე ჰაერის გასუფთავებისას [4]. მავნე ნივთიერებათა ზღვრულად დასაშვები ნორმების შემუშავებისას გასუფთავებასა და რისკს შორის შესაბამისობის გათვლა და გასუფთავების სისტემის ეფექტურობის დადგენა, თვითონ გასუფთავების პროცესით გარემოს დაბინძურებასაც უნდა ითვალისწინებდეს. საწარმოო ტექნოლოგიის (გარემოს დაცვისადმი მიმართული ტექნოლოგიის) სრულყოფის შედეგად წყლის მინიმალური დაბინძურებაც კი უნდა შედიოდეს ხარჯებისა და რისკის შესაბამისობის შეფასებაში. მაგალითისათვის შეიძლება აღვნიშნოთ ტუტისა და ქლორის წარმოებაში დიალიზური დანადგარების გამოყენებისას ყოველ წარმოებულ ტონა ქლორზე ჩანარეცხ წყალში ვერცხლისწყლის შემცველობის დაქვეითება 120-დან 5-7 გ-მდე.

წყლის დაბინძურებასთან ბრძოლა მრავალ საშუალებას ითვლის. მიუხედავად ამისა, შესაფერისი პროცესის შერჩევას ძირითადად დაბინძურების წყარო და ტიპი აპირობებს: პირველი – ქალაქებია, რომელთა ჩამდინარე წყლები ბუნებრივ წყალსატევებში, როგორც წესი, კანალიზაციის გზით ხვდება. ამ ტიპის დაბინძურებას სტაციონარული ანუ წერტილოვანი ეწოდება, რადგან ცნობილია გამწმენდი სადგურებიდან ვარგისიან წყალსატევებში მათი მოხვედრის გზები.

არსებობს დაბინძურების წყაროები, რომლებიც სოფლის ტიპის დასახლებებისთვისაა დამახასიათებელი. ამ შემთხვევაში ჩამდინარე წყლები ბუნებრივ წყალსატევებში ხვდება ხმელეთის უაღრესად ფართო ზედაპირიდან. დამბინძურებლები ჯერ მრავალრიცხოვან ლეღებსა და ნაკადულებში ხვდება და მათი საშუალებით მსხვილი მდინარეებისა და ტბების მრავალ წერტილში ჩაედინება, ამიტომ დაბინძურების ასეთ წყაროს ხაზოვანი ანუ არაწერტილოვანი ეწოდება.

სტაციონარული და ხაზოვანი დაბინძურების წყაროების მიმართ ბრძოლის მეთოდები ერთმანეთისაგან ძირეულად განსხვავდებიან. სტაციონარული წყაროების დამბინძურებლების მიმართ ჩვეულებრივ ტექნიკური ფიქსაციის სისტემები გამოიყენება, რომლებიც ქიმიურ და ბიოლოგიურ პროცესებს ეყრდნობიან. ხაზოვანი წყაროებიდან მომდინარე დაბინძურების წინააღმდეგ ბრძოლა შედარებით რთულია, რადგან იგი ყოველთვის არ დაიყვანება სუფთა ტექნოლოგიურ ოპერაციებზე. საჭირო ხდება მიწათსარგებლობისა და ნიადაგის დამუშავების, აგრეთვე სასარგებლო წიაღისეულის მოპოვების, ან სასაქონლო ტყის განაშენიანებისა და მისი ჭრის პრაქტიკის შეცვლა.

ბიოლოგიურ გამწმენდ დანადგარებში შეშვებამდე, ჩამდინარე წყალი წინასწარ მექანიკურად სუფთავდება. მექანიკური გაწმენდისას ხდება მყარი და თხევადი ფაზების დაყოფა. ამ მიზნით გამოყენებული ნაგებობები საკმაოდ მრავალმხრივია. უპირველეს ყოვლისა, ესაა ვისოსებისა და საცრების სისტემა, რომელიც ძირითადად მსხვილ დაბინძურებას აკავებს. ამის შემდეგ წყალი დაბალი სიჩქარით შედის ქვიშისმჭკრებში, სადაც უფრო მსხვილი ჩანართები (მაგალითად, ხრეში) და წყლით წარტაცებული ქვიშა ილექება, ე.ი. ხდება წყლის დემინერალიზაცია. ეს აუცილებელი პირობაა, რადგან ჩამდინარე სითხიდან მინერალური და ორგანული დამბინძურებლების

ცალკეულად გამოყოფა აადვილებს შემდგომი გასუფთავებისათვის საჭირო ნაგებობათა ექსპლუატაციის პირობებს. ქვიშისმჭურების მოქმედების პრინციპი საკმაოდ მარტივია და წმინდა ფიზიკურ პროცესს წარმოადგენს, რადგან დაღეჟვა წყლის ნაკადის სიჩქარის შექცირების შედეგია. ამ დროს წყალი უფრო სუსტად წარიტაცებს მასში შეწონადებულ მინარევეებს. ქვიშისმჭურებიდან წყალი დასაყოვნებელ აუზში ხვდება. აქ მყარი ორგანული ნაწილაკების დაღეჟვა ხდება. მათი რაოდენობა მთლიანად წყალში გახსნილი ორგანული ნაერთების 35%-ს შეადგენს. დანიშნულების მიხედვით დასაყოვნებლები პირველად და მეორედ ნაწილდება. პირველადები – ჩამდინარე წყლის ბიოლოგიური დამუშავების წინ მონტაჟდებიან, მეორადები კი მის შემდეგ. კონსტრუქციული ნიშნებით დასაყოვნებლები იყოფიან პორიზონტალურებად, ვერტიკალურებად და რადიალურებად.

პირველადი დასაყოვნებლები პრაქტიკულად უზრუნველყოფენ სითხის გაკამკამების (დაწმენდის) ეფექტს არაუმეტეს 60%-ით, ხშირად კი იგი 30-50%-ს არ აღემატება. სითხის დაყოვნების ეფექტურობა შეიძლება გაიზარდოს წინასწარი აერაციით (ჩამდინარე სითხეში დაყოვნებამდე ჰაერის ჩაბერვით 10-20 წთ-ის განმავლობაში). თუ აერაციასთან ერთად აქტიური ლამი ჭარბად დაემატა, ადგილი ექნება ბიოკოაგულაციის პროცესს. წყლის ასეთ დაყოვნებას პირველადი გასუფთავება ეწოდება.

ლამის მოედნები, ჩვეულებრივ, ეწყობა ბუნებრივ საფუძველზე დრენაჟით ან მის გარეშე, მხოლოდ იმ პირობით, რომ გრუნტის წყლები მის ქვეშ არაუმცირეს 1,5 მ-ზე უნდა იმყოფებოდეს. მიუხედავად ამისა, კარგი გრუნტის შემთხვევაშიც კი გამორიცხული არაა მიწისქვეშა წყლის დაბინძურება. ამის თავიდან ასაცილებლად ხშირად მოედანს ხელოვნურ საფუძველზე აწყობენ, რომელიც გამორიცხავს გრუნტის წყალში გაფილტვრული ჩამდინარე წყლის მოხვედრას. იმ შემთხვევაში, როდესაც ლამის მოედნის ქვეშ გრუნტი მკვრივი და წყალგაუმტარია (მაგალითად, თიხები), მაშინ მოედნის აღჭურვა ხდება ბუნებრივ საფუძველზე სპეციალურად მოწყობილი მილოვანი დრენაჟით [40].

აქტიური ლამი წარმოადგენს მიკროორგანიზმ-მინერალიზატორების ბიოცენოზს, რომელსაც უნარი აქვს თავის ზედაპირზე შებოჭოს და ჰაერის ჟანგბადის თანამყოფობისას დაჟანგოს ჩამდინარე წყლის ორგანული ნივთიერებები. ჩამდინარე სითხისა და აქტიური ლამის ნარევი მუდმივ

აერაციას განიცდის ე.წ. აეროტენკში. ესაა რეზერვუარი, რომელშიც ნელა მოძრაობს ნარევი. ლამისა და სითხის მაქსიმალური და უწყვეტი კონტაქტისათვის ხდება მუდმივი მორევა შეკუმშული ჰაერის ან სპეციალური მოწყობილობების დახმარებით. აერაცია აუცილებელია არა მარტო იმისათვის, რომ ხდებოდეს მიკროორგანიზმ-მინერალიზატორების საკმაო რაოდენობის ჟანგბადით უზრუნველყოფა, არამედ იმისათვისაც, რომ ლამი შეწონადებულ მდგომარეობაში იქნას შენარჩუნებული. აქტიური ლამი კავდება მეორად დამღეჟავებში.

ყოველი ბიოლოგიური გაწმენდის შემდეგ ლამი შეიძლება სხვადასხვა მეთოდით გადაამუშავდეს. ადრე მას ათავსებდნენ გამშრობ კვლებში, სადაც იგი წყალს კარგავდა და მცირე ზომის ნამცეცებიდან ერთიან მასად გარდაიქმნებოდა. ეს სუბსტრატია, რომელიც მდიდარია დაბალმოლეკულური და მაღალმოლეკულური ორგანული ნაერთებით, ისევე როგორც გადაუმუშავებელი თხევადი ლამი, წყლის გასუფთავების შემდეგ გამოიყენება მკვინახეობასა და მებაღეობაში ნიადაგის ხარისხის გასაუმჯობესებლად. დადებითი თვისებების მიუხედავად, რეკომენდირებულია, რომ თავი შეეკავოთ ლამის გამოყენებისაგან, რადგან დადგინდა, რომ წყლის გასუფთავების შემდეგ იგი არა მარტო მძიმე მეტალებს, არამედ კვლის სახით დიოქსინებსაც შეიცავს. ლამში დიოქსინების წარმოქმნის მექანიზმი უცნობია. დასაშვებია, რომ ყოფაცხოვრებაში გამოყენებული ქიმიკატები ამ ნივთიერებებს მცირე რაოდენობით შეიცავენ და ისინი მაღალი მდგრადობის გამო, წყლის გაწმენდის შემდეგ ლამში გროვდებიან. გარდა ამისა, ლამი ხშირად შეიცავს ტენზიდების (ზედაპირულად აქტიური ნაერთების) ნაშთებს, რომლებიც ნიადაგიდან წყალში ხსნიან მომწამლავ ნივთიერებებს და მათთან ერთად გრუნტის წყლებში ხვდებიან. ამრიგად, გამწმენდ ნაგებობებში ლამის სისტემატურმა გამოყენებამ შეიძლება როგორც ნიადაგის, ასევე წყლის დასნეოვნება გამოიწვიოს. ამის გამო, უფრო სასურველია გამოშრობის შემდეგ მისი დაწვა. აქვე უნდა აღინიშნოს, რომ არასათანადოაა შესწავლილი ლამის დაწვისას წარმოქმნილი აირების მოქმედება გარემოზე. ამიტომ ითვლება, რომ დაწვის მეთოდი არაა საკითხის საუკეთესო გადაწყვეტა.

დაყოვნების შემდგომი პროცესი განკუთვნილია ჩამდინარე წყლებში გახსნილი (და არა შეწონადებული) ორგანული ნაერთების მოსაცილებლად.

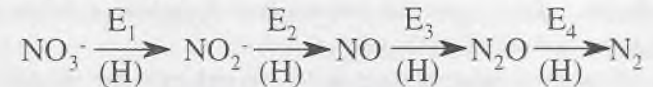
ეს ეტაპი – გახსნილი ორგანული ნაერთების მოცილება – წარმოადგენს ჩამდინარე წყლების მეორად გასუფთავებას. მათი ბიოქიმიური გაწმენდა მიკროორგანიზმებით ხორციელდება. პროცესი ტარდება ეფექტური აერაციის მქონე დიდ მოცულობიან რეზერვუარებში, სადაც ხდება გახსნილი ორგანული ნივთიერებების შეთვისება მიკროორგანიზმების მიერ და შესაბამისად, მიკრობული ბიომასის დაგროვება. ამ რეზერვუარებში ჩამდინარე წყლები დასაყოვნებლებიდან ხვდება. რეზერვუარში კულტივირებული მიკროორგანიზმების პოპულაცია წყლის შემადგენელი ორგანული ნაერთებით იკვებება. ამგვარად, ორგანული ნაერთები ჩამდინარე წყალს შორდება და მზარდ მიკრობულ მასად გარდაიქმნება, ან ბიოლოგიური ფანგვის პროდუქტებად იშლება. აერობულ პირობებში ეს პროდუქტებია CO₂ და H₂O.

რეზერვუარში წარმოქმნილი მყარი ნაწილაკები წყალთან ერთად შეწონადებულ მდგომარეობაში შემაკავებელში შედიან. აქ მიკროორგანიზმების მიერ წარმოქმნილი ბიომასის მოშორება ხდება. მეორადი გასუფთავების სხვა გავრცელებულ მეთოდს წვეთოვანი ბიოფილტრაცია წარმოადგენს. ამ შემთხვევაში ჩამდინარე წყალი წვეთოვან ფილტრს ზემოდან ქვევით განჭოლავს და დიდი ბეტონის აუზში ჩაედინება.

წყალი, რომელმაც ბიოლოგიური გასუფთავება გაიარა, ორგანულ ნივთიერებათა ნაშთების გარდა, შეიცავს ნიტრატებს და ფოსფატებს, რომლებიც ნაწილობრივ ორგანულ ნაერთთა ბიოდეგრადაციისას მიიღება: აუცილებელია მათი მოცილება, რადგან ისინი ააქტიურებენ გასაწმენდ ნაგებობაში მცენარეების ზრდას. აზოტი და ფოსფორი განაპირობებენ ტბებისა და მდინარეების ევტროფიზაციას (საკვები ნივთიერებებით გამდიდრებას). ეს ნაერთები სერიოზულ პრობლემას წარმოადგენს და ამიტომ გასუფთავების მესამეული მეთოდი სწორედ ამ პრობლემის გადაჭრას ისახავს მიზნად. აქვე აღვნიშნავთ, რომ მეთოდს იშვიათად იყენებენ მისი სიძვირის გამო.

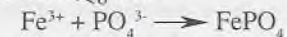
ნიტრატები შეიძლება გადაყვანილ იქნას თავისუფალ აზოტში, დენიტრიფიკირებადი ბაქტერიების მოქმედებით. ბიოლოგიური გასუფთავების დანადგარებში ორგანული ნაერთების აზოტი თავდაპირველად NH₄⁺-ის სახით სცილდება. ამისათვის საჭიროა, რომ გამწმენდი დანადგარიდან გამოსული წყალი კარგად იყოს გაჯერებული ჰაერით, რათა ბაქტერიებს

შეედლოთ NH₄⁺-ის გადაყვანა NO₃⁻-ში. შემდგომ საჭიროა შეიქმნას მკაცრი ანაერობული პირობები დენიტრიფიკირებადი ბაქტერიების მიერ ნიტრატების გადასაყვანად მოლეკულურ აზოტში:



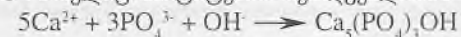
სადღეისოდ შექმნილი და დანერგულია მაღალეკონომიური მცირე სიმძლავრის გამწმენდი ნაგებობები. გამწმენდი ტევალობები აქ ისეა განლაგებული, რომ აერობული და ანაერობული ზონები ერთმანეთს ენაცვლება, რაც შესაბამისად, ნიტრიფიკაციისა და დენიტრიფიკაციის პროცესების მორიგეობის საშუალებას იძლევა.

ფოსფატების მოცილება ბაქტერიების დახმარებით ხორციელდება. პროცესი მკაცრ აერობულ პირობებს მოითხოვს. ჭარბი ფოსფატები ბაქტერიულ უჯრედებში არაორგანული ფორმით გროვდებიან. მიკროორგანიზმებს შემდგომში ცენტრიფუგირებით აცილებენ და გადააქვთ ანაერობულ პირობებში, სადაც ფოსფატები ხელახლა ილექება. ძალზე პრაქტიკული აღმოჩნდა დალექვის მეთოდები ალუმინისა და რკინის მარილებით ან ჩამქრალი კირით, თუმცა წყალში ტოქსიკური ალუმინის იონების შესაძლო გაჩენა საჭიროს ხდის ალუმინის მარილების შეცვლას რკინისა და კალციუმის მარილებით:



pH-5-ზე მეტი მნიშვნელობისას და რკინის მარილების სიჭარბისას, კირის რძის დახმარებით წარმოიქმნება რკინის (III) ჰიდროქსიდის ლაბასებური ნალექი. ეს დიდი მოცულობის გელი აღსორბირებს FePO₄-ს და ხსნარში არსებულ პოლიფოსფატებს. ამ გზით შეიძლება ჩამდინარე წყლებიდან სხვადასხვა ფოსფატების მოცილება.

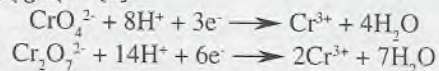
pH>7-ზე ფოსფატები შეიძლება გამოიყოს აგრეთვე ფთილისებური ნალექის სახით, რომელიც აპატიტების შემადგენლობის მსგავსია:



მიღებულ ნაერთს პოლიფოსფატების აღსორბირების უნარი აქვს. დალექვის პროცესებს ხშირად იყენებენ სამრეწველო წყლებიდან მძიმე მეტალების მოსაცილებლად. ამ დროს შემდეგი პირობებია საჭირო: ჩამდინარე წყლის pH-ზე რეაქციის პროდუქტები პრაქტიკულად უხსნადი

უნდა იყოს; ჩვეულებრივ ტემპერატურაზე დალექვა საკმაოდ სწრაფად უნდა ხორციელდებოდეს; რეაგენტ-დამლექავის სიჭარბემ გარემოს დაბინძურება არ უნდა გამოიწვიოს, და ბოლოს, თვით მეთოდი საკმაოდ ეკონომიური უნდა იყოს. ამ მიმართებით სავსებით გამართლებულია დამლექავად კირიანი წყლის გამოყენება.

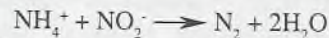
ზოგიერთი მეტალის დალექვისას სპეციფიკური მეთოდი გამოიყენება. მაგალითად, ქრომატები Cr^{3+} -იონებში ისეთი აღმდგენელით გადაყავთ, როგორც ბისულფიდი [5].



საწარმოო წყლების სხვა დამბინძურებლებიდან განსაკუთრებული ყურადღება ეთმობა ციანიდს. $170-230^{\circ}C$ -ზე და $pH \geq 8$ -ზე ციანიდი ამონიაკად და ფორმატ-იონად გარდაიქმნება.



ამონიაკი ნიტრიტ-იონის საშუალებით მოლეკულურ აზოტამდე იყანგება:



ხოლო ფორმატ-იონი იმავე ნიტრიტ-იონის მოქმედებით N_2 -ად და CO_2 -ად გარდაიქმნება



ოპტიმალურ სარეაქციო პირობებში ციანიდი 99,9%-ით იშლება. დღემდე არ ხერხდება ჩამდინარე წყლებიდან მთელი რიგი ტოქსიკური ნივთიერებების სრული მოცილება. ყოველ შემთხვევაში, ცდილობენ წყალს მაქსიმალურად მოაცილონ შხამიანი კომპონენტები. დიდი ხანია ცნობილია ზოგიერთი სპეციფიკური შემადგენლობის მქონე სამრეწველო ჩანარეცხი წყლების გასუფთავების მეთოდები. ისინი იმ დროს გამოიყენება, როდესაც დანადგარებით სტანდარტული გასუფთავება არასაკმარისია. ასეთ მეთოდებს მიეკუთვნება ფლოტაცია (ნივთიერებათა წერილი, მყარი ნაწილაკების დაყოფა, რომელიც წყლით მათ განსხვავებულ შესველებას ეფუძნება), ფლოკულაცია (გასუფთავება სპეციალური სორბენტებით), აღსორბცია აქტიურ ნახშირზე, სველი წვა (ორგანული დამბინძურებლების შემთხვევაში), გამოხდა, ანოდური ჟანგვა, ელექტროდიალიზი, უკუოსმოსი და სხვ.

ფენოლების ძირითად მასას აცილებენ ბენზოლით ექსტრაქციით. ბენზოლით გამოწვლილს ემატება $NaOH$ და ფენოლი გამოაქვთ ნატრიუმის ფენოლატის სახით, ხოლო ბენზოლი კვლავ საწარმოო ციკლს უბრუნდება. ხშირად წყლიდან ტოქსიკური ნივთიერებების მოცილებას ადსორბციული მეთოდებით ატარებენ. ამ მიზნით აქტიური ნახშირი ან სინთეზური ადსორბენტები გამოიყენება, ზოგ შემთხვევაში ადსორბენტად ხმარობენ ტორფს, თუმცა უნდა აღინიშნოს, რომ ტორფის გამოყენებისას წყალში ჰუმინის მჟავები გადადის და წყლის ხარისხი უარესდება, რის შედეგადაც წყალს ეძლევა არასასიამოვნო სუნი, ფერი და გემო; შესაძლებელია ღებინაჟების მიზნით წყალში შეყვანილ ქლორთან რეაგირება და მუტაგენური თვისებების მქონე ჰუმინის მჟავას ქლორწარმოებულის წარმოქმნა.

გასუფთავების შემდეგ ჩამდინარე წყალში დარჩენილი ცილები, მაღალმოლეკულური დეტერგენტები და სხვა ნივთიერებები ყოველთვის არ ილექება სწრაფად. კოლოიდურ ნივთიერებათა უარყოფითი მუხტები ხელს უშლიან ლიოფილურ ნაწილაკთა აგრეგაციას და ისინი სუსპენზირებულ მდგომარეობაში რჩებიან, ე.ი. წარმოიქმნება სტაბილური კოლოიდური სისტემა. ამ გარემოებამ შეიძლება ზიანი მიაყენოს ჩამდინარე წყლის მიკროორგანიზმებს და იმ წყალსატევების ბინადართ, რომლებსაც ეს ჩამდინარე წყალი უერთდება. ამის გამო იყენებენ კოაგულანტებს, რომლებიც კოლოიდურ ნაწილაკთა მუხტებს ანეიტრალენ. კოაგულანტებად გამოიყენება ისეთი ელექტროლიტები, როგორცაა $CaCl_2$, $AlCl_3$ და საწინააღმდეგო ნიშნით დამუხტული ორგანული პოლიმერები, რომელთაც კოლოიდური ნაწილაკების ზედაპირზე საწინააღმდეგო ნიშნის მუხტის განეიტრალება შეუძლიათ.

სასმელი წყლის ხარისხის შეფასებისას, რომელიც მიღებულ წესებს შეესაბამება (ცხრ. 1), გათვალისწინებულია ნიტრატების შემცველობის დაქვეითება მათი მოპოვების სხვადასხვა წყაროებში.

სასმელი წყლის ხარისხის ნორმები 1980 წლისათვის, რომლებიც დასაველეთ ევროპის მრავალი ქვეყნის კანონმდებლობას დაელო საფუძვლად [41].

ნაერთები	რეალური მონაცემები მგ/ლ	ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციები მგ/ლ
ქლორიდები	25	-
სულფატები	25	250
კალციუმი	100	-
მაგნიუმი	30	50
ნატრიუმი	20	175
კალციუმი	10	12
ალუმინი	0,05	0,2
ნიტრატები	25	50
ნიტრიტები	-	0,1
ამონიუმი	1,05	0,5
ბორი	1	-
რკინა	0,02	0,05
მანგანუმი	0,02	0,05
საილენი	0,1	-
ქლოროფორმული ნაერთები (პესტიციდების გარეშე)	0,001	0,025
pH	6,8-8,5	-

სასმელ წყალში მოხვედრისას ნიტრატებს შეუძლიათ ადამიანებზე ტოქსიკური ზემოქმედების მოხდენა. წყალთან და საკვებთან ერთად მათი შეღწევისას, ნერწყვში და წვრილ ნაწლავებში ნიტრატები მიკრობიოლოგიურად აღდგებიან ნიტრიტებად, რის შედეგადაც სისხლში ნიტროზილ-იონები გროვდება:



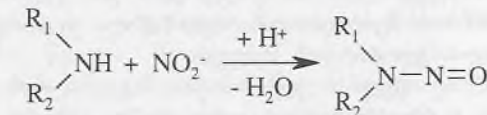
ნიტროზილ-იონებს შეუძლიათ ჰემოგლობინში (Hb) Fe^{2+} -ის დაჟანგვა Fe^{3+} -მდე, რის გამოც Fe^{2+} -სა და O_2 -ს შორის კოორდინაციული კავშირის წარმოქმნისას ქვეითდება ჟანგბადთან ჰემოპროტეინის დაკავშირება:



ამ დროს წარმოიქმნება კომპლექსი $\text{HbFe}^{3+}\text{OH}^-$, რის შედეგადაც ადგილი აქვს ჟანგბადის უკმარობას (ციანოზი). ჰემოგლობინის $\text{Fe}(\text{II})$ -ის 60-80% გადასვლა $\text{Fe}(\text{III})$ -ში, მომაკვდინებელია ორგანიზმისათვის. განსაკუთრებულ მგრძობიარობას ნიტროზილ-იონის მიმართ ამჟღავნებენ ჩვილი ბავშვები თავისი სიცოცხლის პირველი რამდენიმე კვირის მანძილზე.

მათში ჯერ კიდევ დაბალია ჰემოგლობინ-რედუქტაზული აქტივობა, რომელიც $\text{Fe}(\text{III})$ -ს $\text{Fe}(\text{II})$ -ად აღადგენს. ამიტომ საჭიროა მკაცრი კონტროლი, რომ დედის რძის შემცველულის დამზადებისას წყალი ნიტრატებს არ შეიცავდეს. ასეთივე ყურადღება უნდა მიექცეს ბოსტნეულს, რომ ბავშვები არ იღებდნენ ნიტრატებით მდიდარ მცენარეულ საკვებს. ნაწლავების ბაქტერიულ ფლორას უაღრესად მაღალი აღმდგენელობითი უნარი აქვს ნიტრიტების ნიტრატებად გარდასაქმნელად.

ზრდასრულ ადამიანებში $\text{Fe}(\text{III})$ -ის აღდგენა $\text{Fe}(\text{II})$ -მდე საკმაოდ აქტიურად ხორციელდება. ამიტომ მათ ორგანიზმში ნიტრატებისა და ნიტრიტების მოხვედრა მძაფრ რეაქციას არ იწვევს. მიუხედავად ამისა, ასაკიანი ადამიანები უნდა ერიდებოდნენ ამ ნივთიერებათა ჭარბ ოდენობებს. ნიტრიტები აფართოებენ სისხლძარღვებს და კუჭის მჟავა არეში აზოტოვან მჟავას წარმოქმნიან, რომელსაც მუტაგენური მოქმედება ახასიათებს. მუტაგენური თვისებები ახასიათებთ ნიტროზამინებსაც, რომლებიც კუჭის მჟავურ არეში საკვების (მცენარეულის, ცხოველურის) ორგანულ ამინებთან ნიტრატების ურთიერთქმედებით წარმოიქმნებიან:



ნიტრატებით სასმელი წყლის ძლიერი დაბინძურებისას ყველაზე მარტივი გამოსავალი იქნებოდა მისი დასაშვებ ნორმებამდე განზავება შედარებით სუფთა წყლით, მაგრამ ერთდროულად ეს გააუარესებდა სუფთა წყლის ხარისხს. ნიტრატების მოცილება შეიძლება უკუოსმოსით. ამისათვის ტარდება წყლის დიალიზი მემბრანებით, რომლებიც ნიტრატ-იონებისათვის განუვლადი არიან. იყენებენ აგრეთვე იონთა ცვლას სინთეზური ფისებით. ამჟამად ინტენსიურად მიმდინარეობს მუშაობა რეაქტორების შესაქმნელად, რომლებშიც ნიტრატების მოცილება მიკროორგანიზმების მეშვეობით ხდება. ჩამდინარე წყლებიდან განსხვავებით, სასმელ წყლებში განსაკუთრებული ყურადღება ეთმობა იმას, რომ გაწმენდის შემდეგ წყალი რაც შეიძლება მცირე რაოდენობით შეიცავდეს მიკრობებს. ამ მიზნით დენიტრიფიკაციისათვის იყენებენ იმობილიზებულ მიკროორგანიზმებს (მაგალითად, *Paracoccus denitrificans*). ისინი უპირატესად შეყავთ

კალციუმის ალგინატის მძივებში. ამ ნივთიერებას იღებენ ყავისფერი წყალმცენარეებიდან პოლიურიის მჟავების დახმარებით, რომლებიც ძალიან ძნელად იშლებიან. ალგინატზე დაფიქსირებული (იმობილიზებული) ბაქტერიები ადამიანისათვის უვნებელია. ამ გზით, ნიტრატების გარდა, წყალს ნიტრიტებიც სცილდება. დამამთავრებელ სტადიაზე წყალს გასასუფთავებლად ქვიშის ფილტრებში ატარებენ.

სასმელი წყლის მომზადებაში ყველაზე სრულყოფილი ღონისძიება მისი ჰიგიენიზაცია, ანუ ადამიანისათვის საშიში პათოგენური მიკროორგანიზმების მოცილებაა. ადამიანის საჭმლის მომწელებელ ტრაქტში მობინადრე მიკროორგანიზმები სითბოს შეგუებული არიან და უკეთესად ვითარდებიან თბილ გარემოში. ჩამდინარე წყლის გამწმენდ მოწყობილობებში ცივი წყალი ამცირებს მათ შემცველობას. მიუხედავად ამისა, პათოგენების გარკვეული ნაწილი ეტაპობრივად გასუფთავებულ წყალში მაინც რჩება. სწორედ ამისათვის არის აუცილებელი წყლის გასუფთავების საბოლოო სტადია – ქლორირება. საჭმლის მომწელებელ აპარატში არსებული ვირუსები პირველადი გასუფთავებისას წყალს თითქმის არ სცილდებიან. მეორადი გასუფთავებისას წვეთოვანი ბიოფილტრების გამოყენებით, ვირუსების შემცველობა 40%-ით მცირდება. დანარჩენი ნაწილი კი თითქმის მთლიანად სცილდება წყლის ქლორირების შედეგად.

ჩამდინარე წყლის ქლორირება სპეციალურ კონტაქტურ რეზერვუარებში წარმოებს, რომლებიც ჰორიზონტალური ან ვერტიკალური დანალექების ტიპზეა აგებული. გასუფთავების სხვა მეთოდებთან შედარებით, ქლორირება ძვირი არაა. ამასთან დეზინფექციის ეფექტურობა ადვილად კონტროლირდება თავისუფალ ქლორზე შემოწმების გზით.

ქლორირებისას გასაწმენდ წყალს აირადი ქლორით ან იმ ნივთიერებებით აჯერებენ, რომლებიც თავისუფალ ქლორს გამოყოფენ (ჰიპოქლორიტი, ქლორიანი კირი, ან ქლორის დიოქსიდი). სასურველია ქლორირება ჩატარდეს წყალმომარაგების ქსელში მისი უშუალო გაშვების წინ (იმ შემთხვევაშიც კი, თუ ქლორი ადრე სტადიაზე წმენდაში უკვე იყო გამოყენებული). ყველაზე საიმედო მადეზინფიცირებელი მოქმედება იმ შემთხვევაში მიიღწევა, თუ თავიდან ქლორის მაღალი კონცენტრაცია იქნება გამოყენებული, ხოლო შემდეგ მისი რაოდენობა თანდათანობით შემცირდება. ქლორის გარკვეული რაოდენობა წყალში მაინც უნდა რჩებოდეს, რათა თავიდან იყოს აცილებული წყალგაყვანილობის მიღებში

მიკროორგანიზმების გაჩენა. ქლორისა და წყლის კონტაქტის ხანგრძლივობა 30 წთ-ს არ უნდა აღემატებოდეს.

ქლორირებას მთელი რიგი პრობლემებიც ახლავს. ქლორი და მისი ნაერთები ამონიაკთან მომწამლელია თევზებისათვის. ზოგიერთი სახეობისათვის ქლორი საშიშია ძალზე დაბალი (0,002 მგ/ლ) კონცენტრაციების შემთხვევაშიც. სხვა პრობლემა იმაში მდგომარეობს, რომ ქლორი წყალში მყოფ ნახშირწყალბადებთან ქლორნაწარმებს წარმოქმნის. ვარაუდობენ, რომ ეს მდგრადი შხამიანი ნივთიერებები, რომლებიც საზოგადოებრივი წყალმომარაგების სისტემაში შეიძლება წარმოიქმნას, კანცეროგენული თვისებების მატარებლები არიან. წყალში დამატებული ქლორი შეიძლება მოცილებულ იქნას გოგირდის (IV) ოქსიდთან კონტაქტის გზით.

წყლის ოზონირება იგივე მიზანს ისახავს, რასაც ქლორირება, მაგრამ მისი უპირატესობა იმაში მდგომარეობს, რომ ამ დროს ვირუსებიც ილუპებიან. გარდა ამისა, ოზონი წყალს უსიამოვნო სუნს არ აძლევს. ძლიერი მჟანგველი თვისებების გამო მისი გავლენით მრავალი ორგანული ნივთიერება იშლება და ამგვარად, ოზონირება გასუფთავების საერთო პროცესში ერთვება. ორგანული ნივთიერებების ოზონით დაშლის პროდუქტები წყალს შეიძლება მოსცილდეს ფილტრაციით, წყალმომარაგებაში მისი გაშვების წინ. წყლის სრული გაუვნებლობისათვის ხშირად მას ოზონის ისეთი დიდი კონცენტრაციებით აჯერებენ, რომ საბოლოოდ აქტიური ნახშირით მისი სიჭარბის მოცილებაც კი ხდება საჭირო. წყლის ოზონირების არასასურველი ეფექტები იმაში მდგომარეობს, რომ მისი მოქმედებით აზოტშემცველი ორგანული ნივთიერებები ნიტრატებს იძლევა. გარდა ამისა, შეიძლება ჟანგის ტოქსიკური პროდუქტების დაგროვება.

იმ შემთხვევაში, როდესაც ნედლი წყლის ჰიგიენური ხარისხი მოთხოვნებს აკმაყოფილებს, მიზანშეწონილია თავი შევიკავოთ როგორც ქლორირების, ასევე ოზონირებასაგან. სამწუხაროდ, ასეთი ოპტიმალური შესაძლებლობები უკიდურესად იშვიათი ხდება. ამიტომ დეზინფექცია გაცილებით ნაკლებ ბოროტებად ითვლება, ვიდრე წყლის ნედლი სახით სასმელად გამოყენება, რამდენადაც ეს შეიძლება მასიური დაავადებების მიზეზი შეიქმნას.

ჩამდინარე წყლების გასუფთავების ბიოლოგიურ მეთოდებს

გარკვეული ნაკლი გააჩნიათ. ამ შემთხვევაში მნიშვნელოვანია მიკროორგანიზმების მგრძობიარობა ტოქსიკური დამბინძურებლების მიმართ. მრეწველობამ შეიძლება წარმოქმნას ისეთი ნარჩენები, რომლებიც მიკროორგანიზმებს წამლავენ. მიკრობთა სპეციალიზებული პოპულაცია, რომელიც ჩვეულებრივ წყალსაა შეგუებული, ტოქსიკური ნივთიერების შერევის შედეგად შეიძლება ნაწილობრივ ან მთლიანად მოისპოს. ამის შედეგად, გამწმენდი სადგურის ეფექტურობა იმ დონემდე ქვეითდება, რომელიც ჩამდინარე წყლის პირველად გაწმენდას შეესაბამება. მეორადი გასუფთავების ეფექტურობის აღსადგენად მიკრობთა ახალი პოპულაციაა საჭირო.

ბოლო პერიოდში ფართოდ ინერგება ჩამდინარე წყლის ფიზიკურ-ქიმიური გასუფთავების მეთოდები. მათგან მნიშვნელოვანია:

1. ნეიტრალიზაცია
2. ფლოკულაცია და დალექვა
3. ჩამდინარე წყლის დარბილება
4. გადაღენა-გამოხდა
5. აღსორბცია, იონური ცვლა, ექსტრაქცია
6. უკუოსმოსი და ულტრაფილტრაცია
7. ამონიაკის მოცილება:
 - ა) ბიოლოგიური მეთოდები (ნიტრიფიკაცია)
 - ბ) ფიზიკურ-ქიმიური მეთოდები (გასუფთავება, იონური ცვლა, უკუოსმოსი, ორთქლით გადაღენა)
8. ჩამდინარე წყლების ჟანგვითი გასუფთავება:
 - ა) დაწვა
 - ბ) დამჟანგველებით ტენიანი ჟანგვა
 - H_2O_2/Fe^{2+} (ფენტონის რეაგენტი)
 - O_3 (ოზონირება) [4].

ბუნებრივია, რომ ეს მეთოდები უპირველეს ყოვლისა დამუშავებული და დანერგილია სამრეწველო ჩანარეცხი წყლების გასაწმენდად და გაცილებით ძვირია ნაკლებად ეფექტურ ბიოლოგიურ სისტემებთან შედარებით.

უკანასკნელი ორი ათეული წლის მანძილზე ჩამდინარე წყლების გაწმენდის არსებული მეთოდები არ შეიცავენ რაიმე ახალ პრინციპულ გადაწყვეტებს. ისინი მხოლოდ ადრე დამუშავებული მეთოდების

ობტიმიზაციას ემსახურებიან და ცნობილი ტექნოლოგიური პროცესების ცალკეულ სტადიათა კომბინაციებით ისაზღვრებიან. ამდენად, ამჟამადაც ის მეთოდები გამოიყენება, რომლებიც იმ პერიოდში შეიქმნა, როცა არ მოიპოვებოდა მონაცემები მრავალი ორგანული ნაერთის მდგრადობასა და მძიმე მეტალთა ტოქსიკურობაზე.

5.6 საქართველოს წყლოვანი სივრცის ეკოლოგიურ-ქიმიური მდგომარეობა (ზოგადი ანალიზი)

5.6.1 საქართველოს ჰიდროეკოლოგიის პრობლემები

საქართველო წყლის რესურსებით მდიდარი ქვეყანაა, რომლის ტერიტორია დასერილია 26 060 დიდი და პატარა მდინარით. მათი ჯამური სიგრძე 58 957 კილომეტრია. რელიეფის ოროგრაფიული სახე მდინარეებს ორი - შავი და კასპიის ზღვის მკვეთრად განსხვავებულ აუზებად ჰყოფს. აქ ვხვდებით ზედაპირული და მიწისქვეშა წყლების ყველა სახეობას.

ქვეყნის მთავორიან ზედაპირზე არსებობს 800-მდე ტბა, რომელთა საერთო ფართობია 170 კმ². აქ 43 წყალსაცავია, რომელთა სასარგებლო მოცულობაა 2222,6 მლნ.კმ³. მიწისქვეშა წყლების საექსპლუატაციო მარაგი 10,6 კმ³-ით განისაზღვრება [42].

საქართველოში წყლის მოხმარება (820 000 ტ/კმ²) 2,5-ჯერ აღემატება მსოფლიო საშუალო მაჩვენებელს. პრობლემები და წინააღმდეგობები გვხვდება სასმელი წყლის რესურსების მოხმარებაში, რაც პირველ რიგში გამოწვეულია ამ რესურსების აღმოსავლეთ და დასავლეთ საქართველოს შორის არათანაბარი განაწილებით. წყლის რესურსების 78% კონცენტრირებულია ქვეყნის დასავლეთით, მაშინ როდესაც ინდუსტრიული საშუალებების 60%, ირიგაციული მიწების 85% და დაბინძურების 62% მოდის აღმოსავლეთ საქართველოზე.

დღეისათვის ზედაპირული წყლების ძირითად დამბინძურებლად ანთროპოგენური ფაქტორი ითვლება. დაბინძურების სახეობაა წერტილოვანი და არაწერტილოვანი. მრავალი გამაჭუჭყიანებელიდან ერთ-ერთი ძირითადია კომუნალური მეურნეობა, რაც გამოწვეულია გამწმენდ ნაგებობათა საექსპლუატაციო ვადის ხანდაზმულობით.

საწარმოო ძალების განლაგებისას წყლის ფაქტორის არასრულყოფილი გათვალისწინება იწვევს რესპუბლიკის ძირითადი მდინარეების არათანაბარ დატვირთვას. ასე მაგალითად, საქართველოს საზღვრებში მტკვრის აუზში, რომელზედაც მოდის რესპუბლიკის წყლის რესურსების 25%, კონცენტრირებულია მსხვილი სამრეწველო საწარმოები და სარწყავი ფართობები, რაზეც იხარჯება რესპუბლიკაში გამოყენებული წყლის რესურსების 80%-ზე მეტი.

განსაკუთრებით საგანგაშო პატარა მდინარეების ექსპლუატაციის პირობები, რომლებიც ჰიდროგეოგრაფიული ქსელის ძირითადი ნაწილია და იძლევიან რესპუბლიკის წლიური ჩამონადენის 75%-ს. მათგან წყლის შეფარდებითი ალება გაცილებით მაღალია, ვიდრე დიდი მდინარეებიდან. მდინარეები ინტენსიურად ჭუჭყიანდება სამრეწველო ობიექტების, მეცხოველეობის ფერმების, დასახლებული პუნქტების და ნიაღვრული ჩამონადენით, სასოფლო-სამეურნეო საეარგულებიდან შხამქიმიკატებითა და სასუქებით. გაჭუჭყიანების წყაროების დიდი რაოდენობა და ურთიერთდაშორება ართულებს ჩამონადენი წყლების გასუფთავების შესაძლებლობას. წყლის ალება პატარა მდინარეებიდან იმდენად დიდია, რომ ისინი ვერ აღწევენ შესართავამდე. მდინარეებში წყლის შემცირება გავლენას ახდენს მის ხარისხზე, მდინარეები კარგავენ თვითგასუფთავების უნარს [43].

წყლის ობიექტების გაჭუჭყიანებაში დიდი როლს თამაშობს სასოფლო-სამეურნეო წარმოება. სარწყავი წყლის 75% იკარგება, ხოლო 25% უბრუნდება ჰიდროგრაფიულ ქსელს მინერალური სასუქებით, პესტიციდებითა და ჰერბიციდებით გაჭუჭყიანებული. გარდა ამისა, წყლები ჭუჭყიანდება დამლაშებული ნიადაგების ჩარეცხვით, აგრეთვე ნაკელით, რადგან ნაკელშესანახ ნაგებობებს არ გააჩნიათ გასუფთავების ტექნიკური საშუალებები. ამასთან დაკავშირებით, რესპუბლიკის უმეტეს წყალსაცავებში აღინიშნება ამონიუმის აზოტის დასაშვებ ნორმაზე მეტი კონცენტრაცია. არის შემთხვევები, როდესაც მეცხოველეობის ფერმები განლაგებულია წყალსაცავების წყლის დამცველ ზონებში. სასუქებისა და შხამქიმიკატების შეტანას ავიაციის საშუალებით მცირეკონტურიან მიწათსარგებლობის პირობებში თან სდევს მათი გაბნევა ახლომანძლო ტერიტორიაზე, რასაც მიშენელოვანი ეკოლოგიური ზიანი მოაქვს.

წყლის ობიექტების ძირითადი გამაჭუჭყიანებელია სამრეწველო

ჩამონადენი წყლები, ამ მხრივ განსაკუთრებით აღსანიშნავია შავი და ფერადი მეტალურგია, ცელულოზა-ქაღალდის, ქიმიური და ხის გადამამუშავებელი დარგები, ფოლადის გლინვისას ჩამონადენი წყლები შეიცავენ ისეთ ნივთიერებებს, რომელთაგან მთლიანად გასუფთავების შემდეგაც კი საჭირო ხდება 30-50-ჯერადი განზავება სუფთა წყლით. ზედამირულად აქტიური ნივთიერებებით წყლის სისტემატური გაჭუჭყიანება იწვევს მისი ხარისხის გაუარესებას და წყლის ბიოქიმიური გასუფთავების უნარის დაკარგვას.

ინტენსიურად ჭუჭყიანდება ზღვის სანაპიროს აკვატორიუმის წყლები. ბევრი წარმოება და სამკურნალო დაწესებულება ზღვაში უშვებს ჩამდინარე წყლებს გასუფთავების გარეშე, რაც სანიტარული ნორმების დარღვევაა. ბათუმის ნავთობ-გადასამუშავებელი ქარხანა გამწმენდი აღჭურვილობის ნორმალური მუშაობის დროსაც კი ყოველწლიურად 500 ტ ნავთობპროდუქტს უშვებს ზღვაში.

ბევრ პატარა საწარმოს გამწმენდი აღჭურვილობა არა აქვს. მრავალი გამწმენდი ნაგებობა არ მუშაობს მთელი დატვირთვით. ზოგ შემთხვევაში თავისი კონსტრუქციით ისინი ძალზე პრიმიტიულია და ხშირად გამოდიან მწყობრიდან. გამწმენდი ნაგებობების არაუფექტური მუშაობის ძირითადი მიზეზია მომსახურე პერსონალის დაბალი კვალიფიკაცია, ამ პროფილის სპეციალისტების ნაკლებობა.

მკვეთრად შემცირდა წყლების საკონტროლო პუნქტების რაოდენობა ჰიდრომეტეოროლოგიური დეპარტამენტის სისტემაში. ადრე თუ მონიტორინგის სისტემა მოიცავდა მდინარეთა აუზებში მოწყობილ 91 სადგურს 133 სინჯის ალების წერტილით, ბოლო 4 წლის განმავლობაში ალების 15 წერტილია დარჩა.

საქართველოში მოქმედი 1600-მდე წყალსადენის მიერ აღებული 620 მლნ მ³ წყალი აკმაყოფილებს ქალაქის 95% და სოფლის 35% მოსახლეობის მოთხოვნებს. წყალსადენების საერთო სიმძლავრეა 3103 ათასი მ³/დღე-ღამეში. მიუხედავად ამისა, მოსახლეობა მაინც განიცდის სასმელი წყლის უკმარობას.

5.6.2 დაბინძურების პრობლემები

საქართველოში ყველაზე დაბინძურებულ მდინარეებს მიეკუთვნებიან

მტკვარი, რიონი, ყვირილა, ღალიძგა, ტყიბული, ენგური და გუბისწყალი. ამ მდინარეების უმრავლესობაში ფენოლების, ნახშირწყალბადების, სპილენძის, მანგანუმის, თუთიის და აზოტის კონცენტრაციები მნიშვნელოვნად მაღალია ნაციონალურ და ინტერნაციონალურ სტანდარტებთან შედარებით.

მდინარე არაგვის, მისი შენაკადების და ჟინვალის წყალსაცავის სინჯებში განსაზღვრულია მთავარი იონები: Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} ; ბიოგენური ნივთიერებები – NH_4^+ , NO_2^- და NO_3^- ; მიკროელემენტები – Cu , Pb და Mn ფულვომჟავების და სხვა კომპონენტების შემცველობა.

ჩატარებული გამოკვლევებით დადგენილია, რომ არაგვი და მისი შენაკადები ჯერჯერობით ეკოლოგიურად უვნებელია. ისინი გამოირჩევიან ბიოლოგიური და ორგანული ნივთიერებების დაბალი კონცენტრაციით: ფულვომჟავების შემცველობა 0,08-0,40 მგ/ლ, ზოლო მაკროელემენტების შემცველობა დასაშვებ ნორმაზე გაცილებით ნაკლებია [44].

გარემოს ანთროპოგენური დაბინძურების თვალსაზრისით განსაკუთრებულ ინტერესს იწვევს ზემო რაჭა – მდინარე ლეხურის წყლის ხეობა, სადაც ხდება დარიშხანის სულფიდური მადნის მოპოვება გადაშუშვება. რეგიონში ძალზე მაღალია დარიშხანის ფონური შემცველობა, რაც დამატებით სიძნელეებს წარმოშობს ტექნოგენური დარიშხანის როლის შეფასებისას. დარიშხანის განაწილება დინების მიხედვით არათანაბარია – საქართველოს მდინარეებისათვის დარიშხანის ფონური შემცველობა 1,2-2,7 მკგ/ლ-ის ტოლია.

მიღებული შედეგებიდან ჩანს, რომ აღნიშნული რეგიონის ბუნებრივ ობიექტებში დარიშხანის შემცველობა მომატებულია, მაგრამ ზოგიერთი გამონაკლისის გარდა არ აჭარბებს ზღპ-ს [45].

უნდა აღინიშნოს, რომ წყლის გამწმენდი ქარხნები ან სულ არ მუშაობენ, ან ძალიან დაბალი სიმძლავრით ფუნქციონირებენ. ჩამდინარე წყლების გამწმენდი ქარხნების 60%-ზე მეტი მწყობრიდანაა გამოსული და გადაუღებელ აღდგენას საჭიროებს. 1994 წლის მონაცემების მიხედვით, დაბინძურების 55,7% ურბანულ ტერიტორიებზე მოდის. თბილისს (1,5 მლნ მოსახლეობით), ქუთაისს (240 200 მოსახლეობით), რუსთავს (155 200 მოსახლეობით), ზესტაფონს (51 300 მოსახლეობით) გააჩნიათ მოძველებული მუნიციპალური ინფრასტრუქტურა; არასაკმარისი წყლის გამწმენდი საშუალებები და ნარჩენების არაშესაფერისი მართვა [46].

ინდუსტრიულ სექტორში 1992 წელს გამოყენებულ იქნა 900

მლნ მ³ წყლის რესურსი. რუსთავის მეტალურგიული ქარხანა ერთ-ერთი უდიდესი ინდუსტრიული და დაბინძურების უძლიერესი სტაციონარული წყაროა. ქარხანამ 1991 წელს 154 მლნ მ³ წყალში სუსპენდირებული 7 100 ტ მასა, 216 ტ NH_4NO_3 , 18 ტ ნავთობპროდუქტები, 8,7 ტ რკინა, 0,2 ტ ფენოლები და სხვ. ჩაუშვა მტკვარში. არასანდო მონაცემებია “აზოტის” ქარხნის შესახებ.

გაერთიანება “ჭიათურმანგანუმმა” 1992 წელს ყვირილაში ჩაუშვა 13,5 მლნ მ³ დაბინძურებული წყალი, რომელიც 9 ტ ორგანულ დამბინძურებლებს, 1449 ტ სუსპენდირებულ მასას, 3,5 ტ ნავთობს და 37,2 ტ მანგანუმს შეიცავდა.

ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხანამ იმავე 1992 წელს ყვირილაში ჩაუშვა 3,8 მლნ მ³ წყალი, დაბინძურებული 14 ტ ორგანული ნივთიერებებით, 203 ტ სუსპენდირებული მასით, 22 ტ ნავთობპროდუქტებით და 37,2 ტ მანგანუმით.

ქუთაისის საავტომობილო ქარხანამ ოდისკურიაში 2,5 მლნ მ³ წყალი ჩაუშვა 118 ტ ორგანული ნივთიერებების, 188 ტ სუსპენდირებული მასის, 2,5 ტ ნავთობპროდუქტების, 1,8 ტ ფენოლების შემცველობით.

თბილისის საავიაციო ქარხნის მიერ ამავე პერიოდში მტკვარში ჩაშვებული 1,8 მლნ მ³ დაბინძურებული წყალი შეიცავდა 3,2 ტ ორგანულ ნივთიერებებს, 1,5 ტ ნავთობპროდუქტებს, 4,5 ტ ქრომს.

ურავის სამთო ქარხანამ 1992 წელს მდინარე ლეხურში ჩაუშვა 0,5 ტ დარიშხანით დაბინძურებული 0,6 მლნ მ³ წყალი.

მადნეულის სამთო კომბინატს, თუმცა პირდაპირ არ ჩაუშვია ნარჩენების შემცველი წყალი მდინარე კაზრეთულაში, მაგრამ მდინარე განუწყვეტლივ ბინძურდებოდა მიწის ზედაპირის და გამდინარე წყლების მიერ, რომლებიც რეცხავდნენ კარიერებს და იწვევდნენ მძიმე დაბინძურებას სპილენძით (აღმატება ზღვარს 220-ჯერ) და თუთიით (აღმატება ზღვარს 65-ჯერ).

ენერგეტიკული სექტორიდან ძირითადი დამბინძურებლები არიან საქანხშირის (ქვანახშირის მოპოვებელი) დეპარტამენტი, “საქენერგო” (ენერჯის მწარმოებელი) და “საქნავთობპროდუქტები” (ნავთობის კომპანია). თავისი მიმღები და მწარმოებელი მოწყობილობებით. ბოლო წლებში წარმოება მნიშვნელოვნად შემცირდა, თუმცა გარემოზე მათი ზეგავლენა მნიშვნელოვანია, რაც გამოწვეულია მოძველებული ტექნოლოგიით და

დამცავი მოწყობილობების უქონლობით.

1992 წელს საქნახშირმა (ნახშირმომპოვებელი და გამამდიდრებელი, ტყიბული, ტყვარჩელი) ზედაპირულ წყლებში ჩაუშვა 12,8 მლნ მ³-ზე მეტი დაბინძურებული წყალი. 1994 წელს წარმოების დონის დაცემასთან ერთად შემცირდა დაბინძურების დონე – 1,3 მლნ მ³. საქენერგოს დეპარტამენტმა 1992 წელს ზედაპირულ წყლებში ჩაუშვა 765 მლნ მ³ დაბინძურებული წყალი. ამ დეპარტამენტის მთავარი პრობლემაა მტკვრის თერმული დაბინძურება და ჟანგბადის შთანთქმა გამოყენებულ წყლებში, რაც სერიოზულად აზიანებს მდინარის ეკოლოგიას.

გარდაბნის ელსადგურმა მნიშვნელოვნად შეამცირა საქმიანობა. საჭიროა მისი რეკონსტრუქცია, რომ თავიდან აცილებულ იქნას მტკვრის დაბინძურება.

ბათუმის გადაამუშავებელმა ქარხანამ ძლივს გადაამუშავა 320 ათასი ტ ნავთობი მოძველებული ტექნოლოგიური საშუალებებით. 1992 წელს 8 მლნ მ³ დაბინძურებული წყალი ჩავიდა კუბისწყალში 332 ტ სუსპენდირებული მასით და 59 ტ ნავთობით.

არ მოიპოვება ინფორმაცია ნავთობპროდუქტების იმპორტზე რკინიგზით, ზღვით ან მდინარით და ამასთან დაკავშირებული დაბინძურების შესახებ.

დაბინძურების ზემოთგანხილული გზების გარდა, საქართველოს მდინარეები მნიშვნელოვნად ბინძურდებიან კომუნალური წყლებით და სოფლის მეურნეობაში გამოყენებული მსხამქიმიკატებით. მაგალითად, მტკვარში ორგანული ნივთიერებების შემცველობა 1,5-ჯერ, ფენოლებისა 11-ჯერ, ხოლო NH₄NO₃-ისა 4-ჯერ აღემატება მაქსიმალურად დასაშვებ ზღვარს.

5.6.3 შავი ზღვის ეკოლოგიური მდგომარეობა

ევროპის უდიდესი მდინარეები – დუნაი, დნეპრი და დონი ჩაედინებიან შავ ზღვაში, რომელიც თავის მხრივ მსოფლიო ოკეანეს ბოსფორის სრუტით უკავშირდება. ამ უკანასკნელის სიგანე 700 მ-ია, ხოლო სიღრმე 70 მ-ს შეადგენს, მაშინ როდესაც შავი ზღვის სიღრმე ზოგ ადგილას 2 კმ-ს აღემატება. მდინარეების საშუალებით ფოსფორითა და აზოტით შავი ზღვის ბუნებრივმა მომარაგებამ განაპირობა მისი

ნაყოფიერება აქ არსებულ ბინადართათვის. უმცირესი პლანქტონები, ზღვის ძირითადი საკვები სუბსტანცია, შეჭმულია ან კვდება და უფრო ღრმა ფენებში ეშვება, სადაც მათი სრული დაშლა ბაქტერიებით ხორციელდება. შავი ზღვის ფსკერის წყლების ხმელთაშუა ზღვის ახალი წყლებით შევსებას ასეულობით წლები სჭირდება. აქ ბაქტერიები სწრაფად შთანთქავენ ჟანგბადს და ზღვა 180 მ-ის სიღრმის ქვევით ფაქტიურად მკვდარია. შავი ზღვა არის მსოფლიოში უდიდესი უჟანგბადო ბუნებრივი აუზი. მიუხედავად ამისა, ათასწლეულების მანძილზე, მისი ზედაპირული წყლები ინარჩუნებდნენ მდიდარ და მრავალფეროვან სიცოცხლეს.

შავი ზღვის ეკოლოგიური სიტუაციის გამწვავება უკანასკნელი ათეული წლების მანძილზე ორმა ძირითადმა ფაქტორმა განაპირობა:

პირველი მათგანია ზღვის გაჭუჭყიანება მის ნაპირებზე განლაგებული სამრეწველო-საპორტო ობიექტებითა და მდინარეების მიერ ჩატანილი წყლებით. შავი ზღვის აუზში განლაგებულია მრავალი ქალაქი და ათასობით სამრეწველო საწარმო. მის ფარგლებში ცხოვრობს 200 მილიონზე მეტი ადამიანი. მთელი ამ ტერიტორიის ბიოლოგიური თუ ქიმიური ნარჩენები ჯერ მდინარეებში, შემდეგ კი ზღვაში ხვდება. თუმცა საქართველოს მდინარეების როლი შავი ზღვის გაჭუჭყიანებაში საგრძნობლად უფრო ნაკლებია, მაგრამ ზოგიერთ მათგანს, პირველ რიგში რიონს, ამ კუთხით სპეციალური კვლევა სჭირდება.

ზღვის გაჭუჭყიანების უშუალო მიზეზი რამდენიმეა: სამრეწველო საწარმოები, რომლებიც უმთავრესად ფოთსა და ბათუმშია თავმოყრილი; გარკვეული ბრაღი პორტებსაც, განსაკუთრებით ბათუმის ნავთობსაექსპორტო ნავსადგურს მიუძღვის. ამას ემატება ტურისტებისა და დამსვენებლების, აგრეთვე ადგილობრივი მოსახლეობის საყოფაცხოვრებო ნარჩენებიც, რომლებიც ხშირად ზღვაში გაუწმენდავი, არასაკმარისად გაწმენდილი სახით ჩაედინება.

მეორე ფაქტორი, რომელიც შავი ზღვის პრობლემას ამძაფრებს, არის ზღვის ზედა ფენის მდგომარეობა. კარგა ხანია დადგინდა, რომ შავ ზღვაში სიცოცხლე შედარებით თხელ ზედაპირულ ფენაშია წარმოდგენილი, უფრო ღრმად კი გოგირდწყალბადის ფენაა, სადაც ცოცხალი ორგანიზმი პრაქტიკულად ვერ ძლებს, ბოლო პერიოდის გამოკვლევებმა აჩვენა, რომ ზედა 200-მეტრიანი ცოცხალი ფენის სისქე შემცირდა 150-მეტრამდე, ხოლო ზოგიერთ ადგილას 50-მეტრამდე. ამ მოვლენის მიზეზი ჯერ

კიდევ დასადგენია. თუ არ მოხდა პროცესის რეგულირება, არც თუ ისე შორეულ მომავალში შავი ზღვა მკვდარ ზღვად გადაიქცევა [47].

შავი ზღვის ეკოლოგიური სიტუაციის უარყოფით მომენტებს არსებითი ეკონომიური ასპექტებიც გააჩნია: თუ მისი გამოყენება დამსვენებელთა მიერ შეუძლებელი გახდება, იგი დაკარგავს თავის რეკრეაციულ მნიშვნელობას. მის ნაპირებზე განლაგებულია საერთაშორისო კლასის კურორტების "ჯაჭვი", სადაც ყოველწლიურად ათეულ მილიონობით ადამიანი ისვენებს. გასაგებია, ის უდიდესი ეკონომიკური ზარალი, რომელიც ამ კურორტების გამოყენებლობას მოყვება.

შავ ზღვასთან დაკავშირებული პრობლემებიდან საქართველოსათვის მეტად აქტუალურია ჭოროხის პრობლემა. აჭარის სანაპირო ზოლის მდგომარეობისათვის მას გადაწყვეტი მნიშვნელობა აქვს.

შავი ზღვის ნაპირებზე განლაგებულ ქვეყნებს ცალ-ცალკე არ ძალუძთ გადწყვიტონ გაჭუჭყიანების პრობლემა. ამიტომ განსაკუთრებული მნიშვნელობა ენიჭება საქართველოს სამეცნიერო დაწესებულებების მუშაობის კოორდინაციას შავი ზღვისპირა ქვეყნების შესაბამისი პროფილის სამეცნიერო ცენტრებთან.

1992 წლის აპრილში საქართველოსა და შავი ზღვის ხუთმა სხვა სანაპირო ქვეყნის მთავრობამ (ბულგარეთი, რუმინეთი, რუსეთის ფედერაცია, უკრაინა, თურქეთი) ხელი მოაწერეს დამბინძურებლებისაგან შავი ზღვის დაცვის კონცეფციას. მოგვიანებით, 1993 წლის აპრილში (ოდესა, უკრაინა) გაერთიანებულმა მინისტრთა კაბინეტმა გამოსცა დეკლარაცია შავი ზღვის დაცვის შესახებ. მონაწილე ქვეყნებმა ვალდებულება იკისრეს, რომ შეიმუშაონ და გაითვალისწინონ ICZM-ში (ინტეგრირებული სანაპირო ზოლის მართვაში) საკუთარი ეროვნული პოლიტიკა; იგი გულისხმობს საკანონმდებლო ზომებისა და ეკონომიკური საშუალებების გამოყენებას, რათა მიღწეულ იქნას პროგრამის განხორციელება ეროვნულ დონეზე. ICZM-ის საქმიანობას საქართველოში დახმარებას უწყვეტ სხვადასხვა საერთაშორისო დონორი ორგანიზაციები (შავი ზღვის გარემოს პროგრამა DSEP, მსოფლიო ბანკი და სხვ.) [46].

სათანადო კადრების არსებობის მიუხედავად, წლების მანძილზე საქართველოს იზოლაციამ განაპირობა ის, რომ სადღეისოდ მრავალ დაწესებულებას არ გააჩნია ეფექტური თანამედროვე აპარატურა გარემოს მდგომარეობის შესახებ სარწმუნო ინფორმაციის მისაღებად. ასეთი

ინფორმაცია კი წარმოადგენს ქვაკუთხედს გარემოს გასაუმჯობესებლად და პრიორიტეტული ხანგრძლივი პოლიტიკის განსახორციელებლად. ინვესტიციების ჩათვლით, შავი ზღვის გარემოს პროგრამის რეგლამენტის დადგენი კომისიის პირველ სხდომაზე (ვარნა, ბულგარეთი, 1993წ. ივნისი) გამოიყო BSEP-ის სამი უმთავრესი მიზანი: 1. შავი ზღვის ქვეყნების გარემოს მართვის პოტენციალის გაზრდა; 2. გარემოს დაცვის პოლიტიკისა და კანონმდებლობის განვითარებისათვის ხელის შეწყობა; 3. ჯანმრთელი გარემოს შესაქმნელად ინვესტიციების მხარდაჭერა.

5.6.4 საქართველოს წყალმომარაგებისა და წყალარინების სისტემების მდგომარეობა

საქართველოში ქალაქების, დასახლებული ადგილების და სამრეწველო საწარმოების მიერ მოხმარებული წყლის რაოდენობა, რომელიც ჩაიშვება წყალსატევებში წელიწადში, 800-900 მლნ მ³-ს შეადგენს. აქედან იწმინდება 155 მლნ მ³ და ისიც არასაკმარისი დონით.

საქართველოს ჰიდროლოგიური ქსელის განვითარებაში ყველაზე მძიმე (მესამე) პერიოდი იწყება 1988 წლიდან. ამ პერიოდში მომზადებული 1987-1992 წლების წელიწადულები და მრავალწლიური მონაცემების ცნობარი 1990 წლის მონაცემებით ხელნაწერების სახითაა.

დღეისათვის სახელმწიფო ჰიდროლოგიური ქსელი შესდგება 8 მდინარის და 8 ტბის საგუშაგოებისგან. ამ საგუშაგოებზე დაკვირვებები ძირითადად ტარდება წყლის დონეებზე და ტემპერატურაზე. საზომი საშუალებების მწყობრიდან გამოსვლის, ან განადგურების გამო, წყლისა და ატივინარებული ხარჯები იზომება მხოლოდ ათიოდე საგუშაგოზე. ნატანის გრანულომეტრული შემადგენლობა არ განისაზღვრება არც ერთ საგუშაგოზე. არ ტარდება დაკვირვებები წყალსატევების აკვატორიაზე [48].

დაბინძურებული და არასაკმარისად გაწმენდილი ჩამდინარე წყლების მთლიანი მოცულობა წელიწადში 398 მლნ მ³-ია. ჩამდინარე წყლებთან ერთად შავი ზღვის აუზის მდინარეებსა და თვით მის სანაპირო ზოლში ხვდება 13,4 ათასი ტ შეწონადებული ნივთიერება, 743 ტონა ნავთობპროდუქტები, 5,5 ათასი ტ ორგანული ნაერთები, 3,1 ტ ამონიუმის აზოტი, 0,95 ტ მძიმე ლითონი და ა.შ. უნდა აღინიშნოს, რომ დღესდღეობით

შეწვევები დააკვირვებები ზღვის სადგურებზე, მაგრამ დაგეგმილია სადგურების აღდგენა ბათუმში, ქობულეთსა და ფოთში.

აუცილებელია აღინიშნოს, რომ სასმელ წყლებში ტოქსიკური ელემენტების შემცველობის ზღვ-ს მკაცრად დადგენილი სიდიდეები დღეისათვის არ არსებობს. სხვადასხვა ლიტერატურულ წყაროებში ერთი და იგივე ელემენტისათვის ვხვდებით ერთმანეთისაგან მკვეთრად განსხვავებულ სიდიდეებს.

დადგენილია, რომ ქუთაისის ზონაში სტრონციუმის შემცველობა ერთზე ნაკლებია (სინჯებში განსაზღვრულ რეალურ კონცენტრაციებსა და ზღვ-ს შორის ფარდობა). ყველა სხვა ელემენტისათვის ($C_1; C_2 > 1$ -ზე განსაკუთრებით საგანგაშოა ისეთი ტოქსიკური ლითონების მაღალი კონცენტრაციები, როგორცაა თუთია და კადმიუმი (ტოქსიკურობის I კლასი). საკმაოდ მძიმე მდგომარეობაა ტოქსიკურობის II კლასის ელემენტებისათვისაც (სპილენძი, კობალტი, ნიკელი), რომელთა შემცველობა 5-7-ჯერ აღემატება ზღვ-ს.

გამოკვლევებით ნაჩვენებია, რომ შედარებით დამაკმაყოფილებელი მდგომარეობაა სიდეროფილური ელემენტების (Mn, Fe, Co, Ni) ჯგუფის შემთხვევაში. სინჯების უმრავლესობაში ამ ელემენტთა შემცველობა ზღვ-ზე ნაკლებია. ზოგადი (რეგიონალური) კანონზომიერების სახით შეიძლება აღინიშნოს, რომ შესწავლილი წყლები ქალკოფილური ელემენტებითაა უფრო მეტად დასვრილი (ტყვიის გამოკლებით), ვიდრე სიდეროფილური ელემენტებით [49].

ბოლო ოთხი ათწლეულის განმავლობაში გატარებული ღონისძიებების მიუხედავად, სადღეისოდ საქართველოს წყალსატევების მდგომარეობა ძალზე სავალალოა. მხედველობაში თუ მივიღებთ რესპუბლიკის, განსაკუთრებით მისი აღმოსავლეთი ნაწილის, წყალსატევების მცირე წყალუხვანობას, შეგვიძლია წარმოვიდგინოთ, თუ რაოდენ დიდი მნიშვნელოა ენიჭება ცენტრალიზებული საკანალიზაციო სისტემის აღჭურვას სათანადო გამწმენდი ნაგებობებით.

საქართველოში სპეციალიზებული ორგანიზაციების ("საქსახკომუნმშენპროექტი", "სპეცმშენი") ჩამოყალიბებამ დიდი როლი შეასრულა რესპუბლიკაში წყალმომარაგებისა და წყალარინების სისტემების განვითარების საქმეში. აშენებულია და ექსპლუატაციაშია გადაცემული ქალაქების - ქუთაისის, ბათუმის, ქობულეთი-ურეკი-ოზურგეთის,

სამტრედიის, სოხუმის, გუდაუთა-ახალი ათონის, ლესელიძე-განთიადის, ოჩამჩირის, სენაკის, ზესტაფონის, ხაშური-ბორჯომის, გორის, თელავის, ყვარელის, სიღნაღი-წნორის, ლაგოდეხის და სხვ. ქალაქების წყალარინების სისტემები. დაპროექტდა და პროექტირების პროცესში დარჩა (დღეს ყველაფერი შეჩერებულია) წყალარინების სისტემების მთელი რიგი. გარდა ამისა, არც აღნიშნული ობიექტები იძლევიან სათანადო უფექტს. ეს გამოწვეულია იმით, რომ თითქმის ყველა ობიექტი ექსპლუატაციაში ბარდებოდა არასრული ტექნოლოგიით, ე.წ. დროებითი სქემით. ამას ემატებოდა მშენებლობის ძალზე დაბალი ხარისხი. აღსანიშნავია აგრეთვე გამწმენდი ნაგებობების ექსპლუატაციის დაბალი დონე.

ზემოთხსენებულ მიზეზთა გამო, ექსპლუატაციაში ჩაბარებული ობიექტების მიერ ჩამდინარე წყლების გაწმენდის ხარისხი არ შეესაბამება საპროექტო მაჩვენებლებს, როგორც მათი გამტარუნარიანობის, ასევე გაწმენდის დონის მიხედვით. ასე მაგალითად, სამტრედიის გამწმენდი ნაგებობები დატვირთულია მხოლოდ 30%-ით, ფოთის - 25%-ით, ურეკი-ოზურგეთი-ქობულეთის - 15%-ით, ვალის - 10%-ით. მხოლოდ ბათუმისა და სოხუმის გამწმენდი ნაგებობების დატვირთვის დონე აღწევს შესაბამისად 65 და 70%-ს. მიუხედავად იმისა, რომ მთელ რიგ ქალაქებში არსებობს გამწმენდი ნაგებობების თავისუფალი სიმძლავრეები, წყალსატევებში გაუწმენდავად ჩაედინება ჩამდინარე წყლების დიდი ნაწილი: ბათუმიდან - 30%, ქობულეთიდან - 40%, სოხუმიდან - 30%, ვალიდან - 85%, ფოთიდან - 70% და ა.შ. რაც შეეხება ნაგებობების მუშაობის ეფექტურობას, იგი ბათუმის გამწმენდი ნაგებობებისათვის შეადგენს 50%-ს, სოხუმის - 33%-ს, ფოთის - 30%, ზესტაფონის - 15%-ს, სამტრედიის - 25%-ს და ა.შ. რიგი ადრე ამოქმედებული გამწმენდი ნაგებობებისა, მაგალითად, ახმეტის, თელავის, ზესტაფონის და სხვ., არასწორი ექსპლუატაციის გამო სრულად არის მწყობრიდან გამოსული. ძალზე არაეფექტურად მოქმედებენ სამრეწველო საწარმოთა ლოკალური გამწმენდი ნაგებობები. ზოგიერთი მათგანი სრულიად უმოქმედოა უყარათო ექსპლუატაციის გამო. შედეგად კვლავ გრძელდება წყალსატევების ინტენსიური დაბინძურება.

განსაკუთრებით უნდა აღინიშნოს თბილისი-რუსთაის წყალარინების გაერთიანებული სისტემა, დღე-ღამეში 1 მლნ მ³ წარმადობის რეგიონალური გამწმენდი ნაგებობებით. ეს ნაგებობები, რომლებიც არა მარტო სიმძლავრით, არამედ ტექნოლოგიური თვალსაზრისითაც უნიკალურია ამიერკავკასიის

მასშტაბით, ექსპლუატაციაში გადაეცა 1985 წელს.

მთავარი გამყვანი კოლექტორის გამტარუნარიანობა, რომლის სიგრძე თბილისის ფარგლებს გარეთ 28 კმ-ის, ხოლო დიამეტრი 3,3 მეტრის ტოლია, შეადგენს 20-22 მ³/წმ-ში. ამ წყალარინების სისტემის შემკრები კოლექტორი სათავეს იღებს ფინვალჰესის დასახლებიდან, ამას გზადაგზა უერთდება ქ. დუშეთისა და მცხეთის, აგრეთვე მათი მიმდებარე დასახლებების და სამრეწველო ობიექტების ჩამდინარე წყლები. სისტემა აერთიანებს, აგრეთვე, ბოლნისის, მარნეულის, გარდაბნის და მათი რაიონების ტერიტორიებიდან მიღებულ ჩამდინარე წყლებს.

გარდაბანში განლაგებული გამწმენდი ნაგებობა გათვალისწინებულია სრულ ბიოლოგიურ გაწმენდაზე. მას უკავია 85 ჰა ფართობი. გამწმენდი ნაგებობების კომპლექსში შედის: გისოსები, ქვიშადაპქერი, ქვიშის მოედნები, ვერტიკალური სალექრები, აეროტენკები, მეთანტენკები, მეორადი სალექრები, საქლორატორო, საკონტაქტო რეზერვუარები, სალამო მოედნები და მტკვარში გამშვები. გარდა ამისა, იგი შეიცავს მთელ რიგ დამხმარე ნაგებობებს, როგორცაა: საქვაბე, სახელოსნო, ადმინისტრაციული შენობა ჩამდინარე წყლის საანალიზო ლაბორატორიებით და სხვა.

გამწმენდი ნაგებობები სრული სიმძლავრით დღემდე არ ამოქმედებულა, რადგან დღემდე არ მოხერხდა თბილისისა და რუსთავის ყველა ჩამდინარე წყლის მთავარ გამყვან კოლექტორში ჩართვა. დღეისათვის მასში იწმინდება დაახლოებით 600 ათასი მ³/დღე-ღამეში. ე.ი. სანახევროდაა დატვირთული. ეს მაშინ, როდესაც თბილისის ჩამდინარე წყლების უდიდესი ნაწილი (~53%) ყოველგვარი გაწმენდის გარეშე ჩაედინება ან უშუალოდ მტკვარში, ან ქალაქის ტერიტორიაზე არსებულ ხევებში (ხევძმარა, ლოჭინი, დამპალი და სხვ.). ქალაქის ტერიტორიაზე მტკვარში 64-მდე სამეურნეო ფეკალური და სამრეწველო ჩამდინარე წყლებით დაბინძურებული გვერდითი ჩამშვება აღრიცხული, რომელთა კოლექტორებში ჩართვა სხვადასხვა მიზეზის გამო დღემდე ვერ მოხერხდა.

ძალზე სუსტად ხორციელდება კონტროლი სანიტარული ინსპექციისა და ბუნების დამცავი ორგანიზაციების მხრიდან წყალსატევების დაბინძურების საქმეში. თითქმის არავინ აქცევს ყურადღებას საკანალიზაციო ქსელში მიერთებულ საწარმოო ჩამდინარე წყლების ხარისხობრივ შემადგენლობას, რის გამოც გამწმენდ ნაგებობებზე ხვდება ისეთი ნივთიერებებით გაბინძურებული საწარმოო წყლები, რომლებიც არღვევენ ბიოლოგიური

გაწმენდის ტექნოლოგიურ რეჟიმს და მწყობრიდან გამოყავთ მექანიზმები, დანადგარები და თვით ნაგებობებიც.

საქართველოს ეკოლოგიური გავანსალების მეცნიერული პროგრამის პროექტში (საქართველოს მეცნიერებათა აკადემიის ვარიანტი, 1989წ) წყლების დაცვისა და რაციონალურად გამოყენების ღონისძიებები 20 პუნქტადაა ჩამოყალიბებული. ეს უაღრესად ფართო და ყოვლისმომცველი პროგრამაა, რომელიც ითვალისწინებს ჩასატარებელი სამუშაოების განუხრელ და თანმიმდევრულ განხორციელებას (2005 წლამდე). მოგვყავს ამ ღონისძიებათა არასრული ჩამონათვალი:

- ნებისმიერი წყლით სარგებლობის სისტემათა ინვენტარიზაცია და პასპორტიზაცია
- წყლის დამაჭუჭყიანებელი ნივთიერებების დასაშვები კონცენტრაციების დადგენა
- წყლით სარგებლობის თანამედროვე მეთოდების დამუშავება და დანერგვა
- კაშხალების, წყალსაცავების და სხვა ჰიდროტექნიკური და სამრეწველო ნაგებობების ექსპლუატაციის საიმედოობისათვის მეცნიერულად დასაბუთებული ეკოლოგიური და სეისმოლოგიური ნორმატიული დოკუმენტაციის შემუშავება
- მცირე ელექტროსადგურების განლაგების კომპლექსური სქემის დამუშავება და ენერჯის გამომუშავების ბალანსში მისი წვლილის 10%-მდე გაზრდა
- სარწყავი სისტემების კომპლექსური რეკონსტრუქცია და სასოფლო-სამეურნეო კულტურების რწყვის წყალგამზომი მცირეგაბარიტიანი დანადგარების სერიული დამზადება და გამოყენება
- სამრეწველო, სასოფლო-სამეურნეო და საყოფაცხოვრებო ობიექტების წყლის რესურსების დაბინძურების ექსპერტიზა
- საზღვაო-სანაოსნო გემების აღჭურვა წყალგამწმენდი მოწყობილობებით, ხოლო ნავსადგურებისა – ნავთობ და ნაგავშემგროვებელი გემებით ნაგავსაწვავი ღუმელებით
- შავი ზღვისა და მტკვრის აუზში არსებული დასახლებებისათვის საკანალიზაციო ქსელის, კოლექტორებისა და გამწმენდ ნაგებობათა გენერალური სქემის რეალიზაცია
- შავი ზღვის გოგირდწყალბადოვანი ფენის დინამიკისა და წყლის ბიოლოგიაზე მისი ზეგავლენის შესწავლა

- საწარმოო ობიექტებში წყლის მოხმარების პროგრესული სისტემების დამუშავება და დანერგვა, ჩამდინარე წყლების გაწმენდით და ა.შ. [50].

(ჩამდინარე წყლებით საქართველოს ქალაქების წყალსატევების მდგომარეობაზე აქ განხილული ინფორმაცია მოგვაწოდა საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტის წყალმომარაგებისა და წყალარინების კათედრის გამგემ პროფ. გ.კიკაჩიშვილმა, რისთვისაც უღრმეს მადლობას ვუხდით).

ლიტერატურა:

1. Ревелль П., Ревелль Ч. Среда нашего обитания. Загрязнение воды и воздуха. М., Мир, 1995.
2. Эйнон Л.О. Экологическая очистка воды. Природа, 9, 26-33, 1995.
3. FWPCA. Water Quality Criteria, Federal Water Pollution Control Administration, ns Departament of the Interior, US Government Printing Office, Washington D.C. 1968.
4. Корте Ф., Бахадир М., Клайн В., Лай Я.П. Парлар Г., Шойнерт И. Экологическая химия. М., Мир, 1996.
5. Фелленберг Г. Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию. М., Мир, 1997.
6. Acros J.C., Jin-Tal Woo, Argus N.F. Chemical induction of cancer. v.3.A. Structural bases and biological mechanisms. Academic Press. 7, 780, 1982.
7. Sims P., Grover P.L., Swaisland A., et al. Metabolic activation of benzo(α)pyrene proceeds by diol-epoxide. Nature, 1974, 252, 326-328.
8. Кирсо У.Э., Стом Д.И., Белых Л.И., Ирха Н.И. Превращение канцерогенных и токсических веществ в гидросфере. АН ЭССР. Институт химии. Таллин. 1988.
9. Berenblum I. Theoretical and practical aspects of the two-stage mechanism of cancirogenesis [1]. 25-36.
10. Шабад Л.М., Ильницкий А.П., Канцерогенные вещества в окружающей человека среде. Будапешт, 1979.
11. Sims P., Overcash M.R. Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAS)

in soil-plant systems, Residue Rev., 88, 1-68, 1983.

12. Пюльман Б., Пюльман А. Квантовая биохимия. М., Мир, 654, 1975.
13. MacRay D., Wan Ying Shin. Aqueous solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons. J.Chem. Eng. Data, 22, 4, 399-402, 1977.
14. Suess E. Particulate organic carbon flux in the oceans-surface productivity and organic utilization. Nature, 288, 5788, 260-263, 1980.
15. Поглазова М.Н., Хешна А.Я., Федосеева Г.Е. О разрушении микроорганизмами бенз(α)пирена в сточных водах. Докл. АН СССР, 204, 1, 222-225, 1972.
16. Ершова К.П., Нефедов Ю.И., Канунниева Л.С., Крылова М.Г. Изучение эффективности биологической очистки городских сточных вод от бенз(α)пирена. Гигиена и санитария, 2, 102-103, 1974.
17. Gersberg K.M., Elkens B.V., Lyon S.R., Coldman C.R. Role of aquatic plants in waste water treatment by actificial wetlands. Water Res. 20, 3, 363-368, 1986.
18. Schwartz H.G., Buzzel T.C., The impect of toxic pollutants on disposal from waste water systems. Ind. Water. eeEng. Oct.-Nov. 14-20, 1977.
19. Грушко Я.М., Кожава О.М. Сточные воды сульфатцеллюлозных предприятий и охрана водоемов от загрязнения. М., Лесная промышленность, 172, 1978.
20. Ершов В.В., Никифоров Г.А., Володкин А.А. Пространственно затрудненные фенолы. М., Химия, 1972.
21. Hammett L.P. Physical Organic Chemistry. N.Y., Mc.Graw. Hill Book. 1940.
22. Joschek H.I., Miller S.I. Photocleavage of phenoxyphenols and bromophenols. J.Am.Chem. Soc. 88, 3269-3272, 1966.
23. Метелица Д.И. Механизмы гидроксирования ароматических соединений. Успехи химии. 40, 1, 1175, 1971.
24. Метелица Д.И. Механизмы реакции жидкофазного гидроксирования органических соединений. Дисс. Докт. Хим. наук. Черногловка, 260, 1975.
25. Neujahr H.J., Lindsjo S., Varga I.M. Oxidation of phenols by cells and

- cellfree enzymes from *Candida Tropicalis*. Antomic van Leeuwenhock. J.Microbiol.Serol., 40, 209-216, 1974.
26. Wigmore G.Y., Bayley R.C. A mutant of *Pseudomonas putida* with altered regulation of the enzymes for degradation of phenol and cresols. Biochem. Biophys. Res. Commun. 60, 48-55, 1974.
 27. Дурмишидзе С.В., Угрехелидзе Д.Ш., Джикия А.Н., Цевелидзе Д.Ш. Промежуточные продукты ферментативного окисления бензола и фенола. Докл. АН СССР, 184, 466, 1969.
 28. Чрикишвили Д.И. Об идентичности путей превращения бензола и фенола в растениях. Тез докл. Ш Всесоюзн. Симп. по фенол. соединениям, Тбилиси, АН ГССР, 1978.
 29. Durmishidze S.V., Ugrehelidze D.Sh. Enzymatic cleavage of the aromatic ring of benzene and simple phenols in plants. 6-th FEBS meeting. Madrid Abstracts, 915, 1969.
 30. Ribbons D.W., Ohta I., Higgins I.J. Specificity of catabolic pathway – a lesson learned from indirect assays. J.bacterial, 106, 702, 1971.
 31. Menger E.M., Spokane R.B., Sullivan P.D. Free radicals derived from benzo(α)pyrene. Biochem. Biophys. Res. Commun. 71, 2, 610-616, 1976.
 32. Глазовский Н.Ф. Свинец в природных водах. В кн.: Свинец в окружающей среде. М., Наука, 1987.
 33. Eichler wd. Vogel Quecks, Iber-Opfer. Eine Analyse des. Methylquecksilber als Biozid im osteeraum. Falke (Leipzig usw) 19, 4, 114-124, 1972.
 34. Добровольский В.В., Ржанский М.В. Ландшафтно-геохимическая зональность северного склода большого Кавказа. В кн.: Геохимия ландшафта. М., Наука. 125-140, 1967.
 35. Хрустамев Ю.П. Особенности седиментогенеза в области влияния речного стока. В кн.: Лавинная седиментация в Океане. Ростов нД, 59-71, 1982.
 36. Rüdtt U., Essen wir Gift. Vervrancheschultz durch Lebensmitteluberuachung. Stuttgart Frank-h'sche Verlagsbuchhandlung, 1978.

37. Stöfen D. Groslar-Beeipprobleme ohne Ende Das Gewissen (Hilchenbach); 25, 2, 1980.
38. Эйхлер В. Яды в нашей жизни. М., Мир, 1985.
39. Rat der Europäischen Gemeinsschefter. Riechtlinie des Rates über Abfälle 75/442/EWC. Art. 1a, Amtshart der Europäischen Gemeinshafien 15.07.1975, 2, 194/47.
40. Новиков Ю.В., Сайфутдинов М.М. Вода и жизнь на земле. М., Наука, 1981.
41. Pump H.H., Krist H. Laborandbuch für die Untersuchung von wasser, Abwasser and boden, VCH Verlagsgellschaft, Weinheim, 1987.
42. ბ. უკლება, დ. ჩიქობავა. ჰიდროეკოლოგიის ზოგადი პრობლემები საქართველოში. კონფერენციის მასალები “ჰიდროეკოლოგიის პრობლემები საქართველოში”, თბილისი, 1997.
43. ა. ძიძიგური. ბუნებრივი რესურსების რაციონალური გამოყენების და დაცვის ძირითადი კონცეფციები. წიგნში: “ეკოლოგიის პრობლემები”, I თბილისი, “მეცნიერება”, 1990.
44. რ. სიმონიძე. მდინარე არაგვის აუზის ეკოქიმიური გამოკვლევა. კონფერენციის მასალები “ჰიდროეკოლოგიის პრობლემები საქართველოში”, თბილისი, 1997.
45. ნ. ლაბარტყავა, ნ. ლორია. ეკოლოგიური სიტუაციის შეფასება დარიშხანის მდინის მოპოვება-გადამუშავების რაიონში. კონფერენციის მასალები “ჰიდროეკოლოგიის პრობლემები საქართველოში”, თბილისი 1997.
46. Partial List of Environmental NGOS in Georgia. Georgian Geoinformation Center “G-info”, 1997.
47. ჩ. კიკნაძე, ე. კობახიძე. საქართველოს რეგიონული ეკოლოგიური პრობლემები. წიგნში: ეკოლოგიის პრობლემები I. თბილისი, “მეცნიერება”, 1990.
48. გ. სტვილია. ინფორმაცია საქართველოს სახელმწიფო ჰიდროეკოლოგიური ქსელის მდგომარეობის შესახებ. კონფერენციის “ჰიდროეკოლოგიის პრობლემები საქართველოში”, მასალები, თბილისი, 1987.
49. უ. ზვიადაძე, ი. ლომინაძე, ნ. ლაბაზიშვილი, ნ. ნანუაშვილი. ქუთაისის ზონაში გავრცელებული ბუნებრივი წყლების ტოქსიკური ლითონებით დასერის საკითხისათვის. საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტის

შრომები, 1(406), 57-68, 1995.

50. გ. სანაძე, მ. ციციშვილი. საქართველოს ეკოლოგიური გაჯანსაღების მეცნიერული პროგრამის პროექტი (საქართველოს მეცნიერებათა აკადემიის ვარიანტი). წიგნში: "ეკოლოგიის პრობლემები", თბილისი, "მეცნიერება", 1990.

თავი 6 ნიადაგი

6.1 ნიადაგი – ეკოსისტემის ძირითადი კომპონენტი

ნიადაგი ეწოდება რთული შემადგენლობის ფხვიერ ფენას დედამიწის მყარ გარსზე. იგი შეიცავს როგორც მინერალურ, ასევე ორგანულ ნივთიერებებს. ისტორიულად ლითონფეროს ზედაპირის გამოფიტვით აღძრული ფიზიკური და ქიმიური პროცესების შედეგად, სხვადასხვა ზომის ქვები წარმოიქმნა. შემდგომში ეს მინერალური ნაშთები წყლის, ყინულის და ქარის გავლენით გაფაშარავდა, რის შედეგადაც ნიადაგის სტრუქტურის ფორმირება მოხდა. ამ პროცესში გადამწყვეტი როლი შეასრულა მცენარეულმა საფარმა და მიკროორგანიზმებმა.

თანამედროვე გაგებით, ნიადაგის ქიმიური და ბიოქიმიური ცვლილებები, აგრეთვე მისი მნიშვნელობა მცენარეებისთვის, იქ მობინადრეთათვის და თვით ადამიანისათვის არ განიხილება და არ ფასდება იზოლირებულად, ან დროის მოკლე შუალედებით. ნიადაგსა, ჰაერსა და წყალს შორის ურთიერთცვლის ხანგრძლივმა პროცესმა ჩამოაყალიბა განსაზღვრული კლიმატური რეჟიმი.

ბიოსფეროზე სწავლების განვითარებასთან ერთად, სულ უფრო თვალსაჩინო ხდება ნიადაგის მნიშვნელოვანი როლი არა მხოლოდ მიწათმოქმედების თვალსაზრისით, არამედ როგორც შეუცვლელი კომპონენტისა ხმელეთის ყველა ეკოსისტემისათვის და მთლიანად დედამიწის ბიოსფეროსათვის.

ნივთიერებათა და ენერჯის ცვლის ურთულესი პროცესები დედამიწის ქერქსა, ატმოსფეროსა და ჰიდროსფეროს შორის, აგრეთვე დედამიწაზე მცხოვრებ ყველა ცოცხალ არსებებს შორის ადამიანის ჩათვლით, ძირითადად ნიადაგის მეშვეობით ხორციელდება. იგი განსაკუთრებული, პოლიფუნქციონალური სისტემაა, რომელიც ბიოსფეროს არსებობას უზრუნველყოფს.

ნიადაგის მრავალ ეკოლოგიურ ფუნქციებს ყოფენ ბიოგეოცენოზურად (ეკოსისტემურად) და გლობალურ-ბიოსფერულად.

ბიოგეოცენოზების ცხოვრებაში განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია

ნიადაგის ის ფუნქციები, რომლებიც დაკავშირებულია მის, როგორც ბინადრობის გარემოსთან. ნიადაგის უნიკალური თავისებურება მის შემდეგ თვისებებში მდგომარეობს: იგი სამფაზიანი (მყარი, თხევადი, აირადი) სისტემაა; წარმოადგენს ორგანომინერალურ სისტემას და მამასადამე, საცხოვრებლად ვარგის გარემოს როგორც ავტოტროფული, ისე ჰეტეროტროფული ორგანიზმებისათვის; მრავალფეროვანი ეკოლოგიური ნიშებით უკიდურესად ჰეტეროგენურია. ყოველივე ეს ხელსაყრელ ეკოლოგიურ პირობებს ქმნის ნიადაგში ორგანიზმთა დასახლებისა და ცხოველყოფილობისათვის. ამით აიხსნება ცნობილი ფაქტი, რომ ნიადაგი ხასიათდება სიცოცხლის ყველაზე დიდი სიმჭიდროვით და ცოცხალი ნივთიერების ძლიერ მაღალი გეოქიმიური ენერგიით.

მრავალფეროვანი ორგანიზმები ნიადაგში პოულობენ კეთილსასურველ სასიცოცხლო სივრცეს: წყალს, ჰაერს და კვების ელემენტებს, ჰიდროთერმული ფაქტორების რხევებისაგან დაცვას.

ნიადაგის გლობალურ-ბიოსფერული ფუნქციები მჟღავნდება ლითოსფეროსთან, ჰიდროსფეროსთან და ატმოსფეროსთან კავშირში. ნიადაგი დედამიწის ცოცხალი, ფუნქციონირებადი “კანია”. ლითოსფეროსათვის ნიადაგის საფარი თავისებური “სახურავია”, რომელიც იცავს მას დენუდაციისა (ქანების დაშლა-წარეცხვა და გადატანა) და ეროზიისაგან.

ნიადაგის ფუნქციური ზემოქმედება ჰიდროსფეროზე მდგომარეობს ატმოსფერული ნალექების ქიმიური შემადგენლობის ტრანსფორმაციაში, გრუნტის წყლების, მდინარეებისა და საბოლოო ჯამში, ზღვის წყლების ფორმირებაში. არანაკლებ გავლენას ახდენს ნიადაგი მიმდებარე ატმოსფერული ჰაერის ფენების ქიმიურ შემადგენლობაზე, ტენიანობასა და ტემპერატურაზე.

ყოველივე აღნიშნულიდან ცხადი ხდება, თუ რამდენად აუცილებელია ნიადაგის დაცვის სტრატეგიის გამომუშავება და მისი ეკოლოგიური ფუნქციების ოპტიმიზაცია.

ამჟამად ისეთი სიტუაციაა შექმნილი, რომ მრავალ ადგილას მჟავა ნალექები ნიადაგიდან რეცხავენ მცენარისათვის აუცილებელ ნივთიერებებს. ნიადაგის ნაყოფიერების შენარჩუნება ისტორიულად მოკლე ვალებში გარკვეულწილად დაკავშირებულია ანთროპოგენურ ჩარევასთან.

რის შედეგადაც ნიადაგი მნიშვნელოვანი რაოდენობის მინერალურ ნივთიერებებს იღებს. მეორე მხრივ, თუ მომავალში ანთროპოგენური ნარჩენები მკვეთრად შემცირდება იმ მიზნით, რომ შეწყდეს ნიადაგში მძიმე მეტალებისა და სხვა დამბინძურებლების მოხვედრა, ნიადაგი დაკარგავს მრავალი აუცილებელი ნივთიერების წყაროს.

6.2 ნიადაგის ფაზური, მექანიკური და აგრეგატული შემადგენლობა

ნიადაგი დისპერსული, ფაზური სისტემაა, რომელსაც ფაზური მდგომარეობისათვის დამახასიათებელი ტემპერატურის მუდმივობა და კომპონენტთა სტაბილური ქიმიური პოტენციალი არ გააჩნია. ამის მიზეზია ის, რომ მასში გამუდმებით მიმდინარეობს სითბოს, წყალხსნარებისა და აირების გადატანა. გადატანის პროცესი განაპირობებს ვერტიკალური მიმართულებით თერმოდინამიკური წონასწორობის დაუცველობას. თუ დავუშვებთ, რომ რომელიმე ფორის გასწვრივ დარღვეული ფაზური გადასვლების აღდგენა ბევრად უფრო სწრაფად ხორციელდება, ვიდრე ხდება ნიადაგის სიღრმულ ფენაში თერმოდინამიკური წონასწორობის დარღვევა, მაშინ ფორის გასწვრივ ღროის ყოველ მომენტში ადგილი ექნება თერმოდინამიკური წონასწორობის პირობების დაცვას. ეს ვარაუდი სამართლიანია ნიადაგში სითხისა და აირების სახით ტენის გადაადგილების პირობების განხილვისას, გაცვლითი კომპლექსებიდან ხსნარში იონთა გადასვლის შემთხვევებისათვის, მაგრამ იგი არ გამოდგება ნიადაგის მინერალების გახსნის შენელებული პროცესების განსახილველად.

ნიადაგის მყარი ნაწილი შედგება სხვადასხვა ზომის ნაწილაკებისაგან. მათი ზომა იცვლება რამდენიმე სმ-დან (მაგალითად, ხრეში) მიკრონის ნაწილამდე (მაგალითად, კოლოიდური ფრაქცია). ნიადაგის ფიზიკურ-მექანიკურ და ფიზიკურ-ქიმიურ თვისებებზე მყარი ნაწილაკების გავლენა მით უფრო ძლიერია, რაც უფრო მცირეა მათი ზომა, და შესაბამისად, დიდია ამ ნაწილაკთა ჯამური ზედაპირი სისტემის მოცულობის ერთეულში (ხვედრითი ზედაპირი). ეს აიხსნება ზედაპირული ძალების მზარდი როლით, რომელიც დამოკიდებულია ნაწილაკთა ქიმიურ შემადგენლობაზე და სასაზღვრო ზედაპირის სიახლოვეს მათ აღნაგობაზე.

ამასთან დაკავშირებით ცხადი ხდება, რომ ნიადაგის თვისებებზე განსაკუთრებულ გავლენას უნდა ახდენდეს კოლოიდური ფრაქცია (ნაწილაკების ზომა $< 0,25$ მკ), ხოლო შედარებით ნაკლები ეფექტი მტერის ნაწილაკებს (1–10 მკ) უნდა გააჩნდეთ.

მყარ ფაზას უდიდესი აგრონომიული მნიშვნელობა აქვს. ნიადაგის ნაწილაკთა ქიმიურ-მინერალოგიური შემადგენლობა, მათი ზომები და ფორმები ნიადაგის ისეთ ფიზიკურ-მექანიკურ თვისებებს განსაზღვრავენ, როგორცაა ძვრადობისა და დანაწევრებისადმი წინააღმდეგობა, წყალგამძლე შემკვრივებული მრგვალი სტრუქტურების შენარჩუნება, მყარი ნაწილაკების, სითხეების და აირების მოცულობებს შორის შეფარდების მუდმივობის დაცვა და ა.შ.

ნიადაგის მყარი მდგენელის როლი კიდევ იმაში მდგომარეობს, რომ ქმნის ისეთ აგროფიზიკურ პირობებს, რომლებიც ხელს უწყობენ მცენარეებისა და მიკროორგანიზმების გამრავლებას-განვითარებას, ნიადაგში შეტანილი სასუქების ეფექტურ გამოყენებას და სხვ.

ნიადაგის მყარი მდგენელის უპირატესობა თვალსაჩინოდ ვლინდება მისი ხელოვნური შემცველის შერჩევისას. მაგალითად, ისეთ შემცველს, როგორც კერამზიტა, უმნიშვნელო გამცველი კომპლექსი აქვს, წყალში პრაქტიკულად უხსნადია, საკვები ხსნარისათვის მხოლოდ კარკასის მოვალეობას ასრულებს და ფესვთა მკვებავი ზონის აერაციას უზრუნველყოფს.

ბუნებრივი ნიადაგის მყარ ნაწილს დიდი აგროქიმიური მნიშვნელობაც აქვს. იგი საკვები ნივთიერებების აკუმულატორს წარმოადგენს, რომლებიც შედიან როგორც თვით მინერალურ და ორგანულ ნაწილაკებში, ისე ნიადაგური ხსნარის საზღვართან არსებულ გამცველ კომპლექსში.

მყარ ნაწილთან უშუალო შეხებაშია ნიადაგის თხევადი ფაზა – ნიადაგური ხსნარი, რომელიც მცენარის წყლით უზრუნველყოფის წყაროა. გარდა ამისა, ნიადაგური ხსნარის ძვრადობა და მასში გახსნილი ნივთიერებების გადაადგილების მაღალი სიჩქარე მას სატრანსპორტო ფუნქციასაც ანიჭებს. ნიადაგური ხსნარის შემადგენლობა ერთობ ცვალებადია, რამდენადაც დამოკიდებულია არა მარტო წლის სეზონზე, არამედ დღე-ღამეზეც. მის შემადგენლობასა და კონცენტრაციაზე ისეთი

ფაქტორებიც მოქმედებენ, როგორცაა აორთქლება, კონდენსაცია და ნიადაგის სიღრმულ ფენებში ტენის გადაადგილება.

ნიადაგის ფაზური შემადგენლობისა და წონასწორობის განხილვისას აუცილებელია გავითვალისწინოთ ორი გარემოება:

- ადსორბციული მონოშრის არსებობა ორი ფაზის წყალი-მყარი ნივთიერება და წყალი-აირი, გამყოფ ზედაპირზე
- პოლიმოლეკულური წყლოვანი გარსის არსებობა ლიოფილური კოლოიდების ზედაპირზე [1].

მყარი ზედაპირის უშუალო სიახლოვეს მყოფი პოლარული სითხეები გამყოფ ფაზას წარმოქმნის, რომელიც თავისი მექანიკური და ფიზიკურ-ქიმიური თვისებებით განსხვავდება დარჩენილი სითხისაგან.

ფაზური წონასწორობისა და ხსნარში იონთა განაწილების განხილვისას, აუცილებლად გათვალისწინებული უნდა იყოს დამუხტული ზედაპირების სიახლოვეს იონურ-ელექტროსტატიკური ველის არსებობა. აუცილებელია აღინიშნოს ფაზური წონასწორობის პირობებზე ნიადაგში შეტანილი ნივთიერებების გავლენაც, რადგან ისინი ცვლიან როგორც ნიადაგური ხსნარის, ასევე ნიადაგური კოლოიდების ზედაპირული ფენის შემადგენლობას. ნიადაგურ ხსნარში არსებული მარილების კოლოიდებთან ურთიერთქმედება ცვლის ამ უკანასკნელთა არა მარტო ძირითად მახასიათებლებს, არამედ მოქმედებს ნიადაგის საერთო ფიზიკურ-ქიმიურ თვისებებზე. ისეთი აგროქიმიური ღონისძიებები, როგორცაა მჟავა ნიადაგის მოკირიანება, დამლაშებული ნიადაგების ჩარეცხვა, შემჟავება და სხვ. ყოველთვის ტარდება ნიადაგის ნაწილაკებთან შეტანილი ქიმიური ნივთიერებების ურთიერთქმედების გათვალისწინებით.

ნიადაგის მესამე შემადგენელი – აირადი ნაწილი, უშუალო ურთიერთქმედებაშია ნიადაგის ტენთან. წყალში გახსნილს ჰაერში არსებული ნივთიერებები რეაგირებენ ნიადაგის ნაწილაკებთან. ჟანგბადი წარმოადგენს ნიადაგის ჰაერის უმნიშვნელოვანეს კომპონენტს, რადგან იგი აუცილებელია მცენარის სუნთქვისათვის, ორგანული და მინერალური ნივთიერებების დასაჟანგად, აგრეთვე აერობული მიკროფლორის გამრავლებისა და ცხოველყოფილობისათვის. ნიადაგის ჰაერში საგრძნობი რაოდენობითაა წყლის მოლეკულები, რომლებიც კონდენსირებული ტენისაგან თავისუფალ ფორმში ორთქლის სახით გადაადგილდებიან.

ნიადაგის მნიშვნელოვანი მახასიათებელია მისი მექანიკური შემადგენლობა და სტრუქტურა. პირველი მათგანი ნიადაგს ახასიათებს მისი შემადგენელი ნაწილაკების ზომებით, ანუ ისეთი ნაწილაკებით, რომელთა სიმტკიცე განისაზღვრება მოლეკულური აღნაგობით, ან მთის იმ ჯიშების სტრუქტურით, რომელთა ნამსხვრევებსაც ისინი წარმოადგენენ. რამდენადაც დისპერსულ სისტემათა ხვედრითი ზედაპირი იზომება ნაწილაკთა სიდიდით, ხოლო თვით ხვედრითი ზედაპირი თავის მხრივ მნიშვნელოვანწილად განსაზღვრავს დისპერსულ სისტემათა უმთავრეს თვისებებს, საჭიროა მექანიკური შემადგენლობა განხილულ იქნას, როგორც ნიადაგის ერთ-ერთი ძირითადი კლასიფიკაციური ნიშანი.

ნიადაგწარმოქმნის პროცესში ხდება პირველადი ნაწილაკების კოაგულაცია და შეწყება, რის შედეგადაც შედარებით მსხვილი (0,25 მმ-ზე ნაკლები) ნაწილაკები მიიღება. მათ მიკროაგრეგატები ეწოდებათ. მექანიკური, მოყინვების და გამომშრობის, აგრეთვე ფესვთა სისტემის და სხვა ზემოქმედების შედეგად ნიადაგი შეიძლება უფრო მსხვილ (0,25-7 მმ) ნაწილაკებად დანაწევრდეს, რომელთაც მაკროაგრეგატებს უწოდებენ. ცხადია ისინი მიკროაგრეგატებისაგან შედგება [2]. აგრეგატების აღნაგობის მნიშვნელობის ხაზგასასმელად შემოღებულია სახელწოდებები: მიკროაგრეგატი, პირველი რიგის მაკროაგრეგატი (პირველადი ნაწილაკებისაგან შედგენილი), ნიადაგის მეორე მაკროაგრეგატი (მიკროაგრეგატებისაგან შემდგარი). რაოდენობრივი შეფასებისას "ნიადაგის სტრუქტურის" ცნებაში იგულისხმება მხოლოდ მაკროაგრეგატების შედარებითი შეფასება.

ნიადაგის მყარი ნაწილი მინერალური, ორგანული და ორგანო-მინერალური ნაწილაკებისაგან შედგება. ქიმიური და მინერალოგიური შემადგენლობა განისაზღვრება საწყისი ჯიშის ბუნებით, რის საფუძველზეც ყალიბდება ნიადაგი იმ ფიზიკური, ქიმიური და ბიოლოგიური პროცესების მთელი კომპლექსით, რომელიც დადამიწის ყველაზე ზედა ნაწილში მიმდინარეობს. მინერალური ნაწილაკები უპირატესად შედგება სილიციუმის, ალუმინისა და რკინის ოქსიდებისაგან, კალციუმის, მაგნიუმის, ტიტანის, მანგანუმის, კალიუმის, ნატრიუმის, ფოსფორის, გოგირდის და მიკროელემენტების – ბორის, თუთიის, კობალტის, სპილენძის და სხვ. შენაერთებისაგან. ეს ნაერთები წარმოადგენენ ნიადაგის

საერთო მინერალოგიური შემადგენლობის მცირე ნაწილს.

ნიადაგის ნაწილაკთა წარმოქმნილი მინერალები წარმოშობის მიხედვით პირველადებად და მეორადებად იყოფიან. პირველადებს მიეკუთვნება ისინი, რომლებიც მაგმის გაცივების შედეგად წარმოიქმნა, ხოლო მეორადების ჩამოყალიბება მოხდა პირველადებიდან ფიზიკური, ქიმიური და ბიოლოგიური პროცესების გავლენით, დედამიწის ქერქის გამოფიტვის გზით. ყველაზე გავრცელებულ პირველად მინერალებს წარმოადგენენ მინდვრის შპატი, პიროქსენი, ამფიბოლი, ქარსი და კვარცი. მეორადი მინერალები სამ ჯგუფად იყოფა: კაოლინიტებად, მონტორილონიტებად და ილიტებად (ჰიდროქარსებად).

კაოლინიტის ჯგუფი წარმოდგენილია სამი მინერალით: კაოლინიტით, დიქტიტოშით და ნაკრიტოშით. სამივე მათგანი წარმოიქმნება მჟავური გარემოს პირობებში. ყველაზე გავრცელებული კაოლინიტი უმრავლესი თიხოვანი გრუნტის ჯიშწარმოქმნელ მინერალს წარმოადგენს. ამ ჯგუფის ქიმიური შემადგენლობაა $Al_2O_3 \cdot 2SiO_2 \cdot 2H_2O$. მათთვის დამახასიათებელია გაჯირჯეების დაბალი უნარი.

მონტორილონიტის ჯგუფი გამოირჩევა აღნაგობის სირთულით და მრავალფეროვნებით. ამ ჯგუფში შედის ტუტე პირობებში წარმოქმნილი თვით მონტორილონიტი, ბეიდელიტი, ნონტრინიტი და საპორიტი. ტუტე გარემოს მჟავურით შეცვლისას მონტორილონიტი იშლება. ამ ჯგუფის მინერალები შედიან მრავალ თიხნარ (უმთავრესად წვრილდისპერსულ) გრუნტებში, და ბენტონიტური თიხების ძირითად შემადგენელ ნაწილს წარმოადგენენ. მონტორილონიტი ძლიერ ჰიდროფილურია და პასუხობს ფორმულას: $MgO \cdot Al_2O_3 \cdot 4SiO_2 \cdot nH_2O$. ამ ჯგუფის მინერალების დამახასიათებელ თვისებებურებას წყლის ცვალებადი შემცველობა წარმოადგენს, რომელიც მკვეთრად მერყეობს გარემოს ტენიანობასთან დაკავშირებით. ამასთან, წყალი მათ მიერ შთანთქმება ტენიანი ჰაერიდან და გამოიყოფა მშრალ ჰაერში.

ილიტები წარმოადგენს მინერალების ფართო ჯგუფს, რომელიც მრავალ თიხნარ გრუნტში შედის. თავისი თვისებებით ისინი შუალედ მდგომარეობას იკავებენ კაოლინიტისა და მონტორილონიტის ჯგუფის მინერალებს შორის; წარმოიქმნებიან ტუტე არეში. მათი ქიმიური შემადგენლობა უახლოვდება ფორმულას: $K_2O \cdot 3Al_2O_3 \cdot 6SiO_2 \cdot 2H_2O$;

ჰიდროფილურობა კაოლინიტთან შედარებით მეტი აქვთ, მაგრამ უფრო ნაკლები, ვიდრე მონტმორილონიტს.

ნიადაგის არაორგანული კომპონენტები შეიძლება არსებითად განსხვავდებოდნენ თავისი ელემენტური და მინერალოგიური შემადგენლობით. კვარცი (ქვიშა), თიხა და ნაწილობრივ კირქვა, ნიადაგის ძირითად მინერალურ მდგენელებს მიეკუთვნება, ხოლო მეორადი კრისტალური თიხნარი მინერალების სახეობა და რაოდენობა მნიშვნელოვანწილად განსაზღვრავენ მის თვისებებს. მყარი მინერალების, წყლის (ფორებსში და კაპილარებსში ჰიდრატული ფორმით არსებულის) და აირების ურთიერთქმედება არსებითია ნიადაგის მიკროორგანიზმებისათვის და წყალში გახსნილი ნივთიერებების გადატანის პროცესებისათვის. განხილულ ფაქტორთა ერთობლიობა ქმნის ნიადაგის, როგორც რთული პოლიდისპერსული სისტემის ერთიან სახეს.

6.3 ნიადაგის ორგანული ნაწილი

საკვებ ნივთიერებათა დინამიკა, ნიადაგის სტრუქტურა და მასში მიმდინარე ბიოქიმიური პროცესები მნიშვნელოვნადაა დამოკიდებული ნიადაგის ორგანულ ნივთიერებებზე. საერთოდ, ნიადაგში არსებული ყველა ნახშირბადშემცველი ნივთიერება ამ სახელწოდების ქვეშაა გაერთიანებული. მის შემადგენლობაში შედის დაუშლელი მცენარის ნაშთები, ცხოველური ქსოვილები, მიკრობული უჯრედები და ლიზისის შედეგად გამოყოფილი დაბალ- და მაღალმოლეკულური (ცილები, პოლისაქარიდები, ცხიმები, ნუკლეინის მჟავები) ნაერთები. დროთა განმავლობაში ისინი მიკრობიოლოგიურად იშლებიან ან ერთმანეთთან კონდენსაციის რეაქციებში შედიან. ამგვარი გარდაქმნების შედეგად ხდება ნიადაგში ჰუმუსის ფორმირება. მისი შექმნა მჭიდროდაა დაკავშირებული საერთო ნიადაგწარმოქმნელ პროცესებთან და მის ზოგად კანონზომიერებებს ემორჩილება [3]. შეიძლება ითქვას, რომ ჰუმოფიკაცია ორგანულ ნივთიერებათა ბიოქიმიური დაშლისა და სინთეზის პროცესთა ერთობლიობაა, რაც ამ ორი ურთიერთსაწინააღმდეგო მიმართულების პროცესის ენერგეტიკულ შეუღლებას განსაზღვრავს.

ნიადაგში ორგანულ ნივთიერებათა შემცველობა 2%-დან 20%-

მდე (ჭაობიან ნიადაგებში) მერყეობს. მათ არაჰუმინურ ნივთიერებად და საკუთრივ ჰუმუსებად (ჰუმინებად) ყოფენ. პირველი მათგანი მცენარეებისა და ცხოველების არასრულად დაშლილი ნაშთებია და შეიცავს ცხიმებს, მორიმლავ ნივთიერებებს, პექტინებს, პოლისაქარიდებს (ცელულოზას და ჰემიციელულოზას), ლიგნინს და სხვ.

ჰუმუსი განიხილება როგორც კომპლექსური და საკმაოდ მდგრადი ორგანოქიმიური ნარევი, რომელიც მრავალი ჟანგვა-აღდგენითი პროცესის შედეგად ყავისფერ ან მუქ-ყავისფერ ამორფულ-კოლოიდურ სისტემად წარმოგვიდგება. ფიზიკურ-ქიმიური თვისებების თავისებურების გამო ჰუმუსი ნიადაგის მნიშვნელოვანი კომპონენტია. მასზეა დამოკიდებული ნიადაგის ნაყოფიერება, რამდენადაც მცენარეს აწვდის აზოტს, ფოსფორს, გოგირდს და მიკროსასუქებს. გარდა ამისა, იგი ზრდის ნიადაგის კატიონმცვლელ- და ტენ-ტევადობებს, ჰერგანულადობას, ფილტვრადობას და იცავს მას ეროზიისაგან [4-5].

ხსნადობისა და დალექვის უნარის მიხედვით ჰუმინურ ნივთიერებებს სამ ჯგუფად ყოფენ:

- ჰუმინური ნივთიერებები, რომლებიც განზავებულ ტუტეებში იხსნიებიან და შექცევადად ილექვიან მჟავებით
- ფულვომჟავები, რომლებიც განზავებულ ტუტეებში იხსნიებიან და შემჟავების შემდეგ ხსნარში რჩებიან
- ჰუმინი, რომელიც ტუტეებში და მჟავებში არ იხსნება და ნიადაგის არაორგანულ ფაზასთან კომპლექსის წარმოქმნის უნარი აქვს.

სამივე ჯგუფის ნივთიერებებს პრინციპში ანალოგიური სტრუქტურა აქვთ და ერთმანეთისაგან ფუნქციური ჯგუფების რიცხვითა და ტიპით განსხვავდებიან, რაც მათ ხსნადობას და დალექვის უნარს განაპირობებს. ჰუმინის მჟავები შეიცავენ არომატულ ნაერთებს – ფენოლებს, ქინონებს, ბენზოის მჟავას და აზოტშემცველ ჰეტეროციკლებს. ალიფატური ნააერთებიდან მასში უპირატესად პოლიეთერები შედიან. გარდა ამისა, მაღალი კონცენტრაციებისას, ჰუმუსში სტაბილური თავისუფალი რადიკალებიც რეგისტრირდება.

ნიადაგის მთელ სისტემას “აცემენტებს” ჰუმუსისა და თიხის ნაწილაკები, რომლებიც მთელ რიგ ნივთიერებებს შთანთქავენ. ამდენად, ნიადაგს შეუძლია ხანგრძლივი დროის განმავლობაში დააკავოს მავნე

ნივთიერებები და არ მისცეს მათ გრუნტის წყლებში გაღწევის საშუალება. მხოლოდ ადსორბციული ტევადობის ამოწურვის შემდეგ შეიძლება ნიადაგის ამ წინააღმდეგობის დაძლევა. ნიადაგის ნაწილაკები ქმნიან “წვრილბუდიან ფილტრს”, რომელიც ეფექტურად აკავებს წყალში შეტივანარებულ მყარ ნაწილაკებს. ეს თვისება არა აქვს არც ჰაერს და არც წყალს. ნიადაგის კიდევ ერთ შესანიშნავ თვისებას ის წარმოადგენს, რომ იგი ფლობს რეგენერაციის უნარს. მისი მრავალი ბინადარი წარმოქმნის ფართო სპექტრის ფერმენტებს, რომელთა მოქმედებით მავნე ნივთიერებები გაცილებით სწრაფად იშლება, ვიდრე ჰაერში ან წყალში. ფილტრაციული, ნივთიერებათა შეკავების ან რეგენერაციის უნარი განსაზღვრავს ნიადაგის ბუფერულ ძალას. მისი დაქვეითების შემთხვევაში მავნე ნივთიერებები გარემოში გაცილებით ინტენსიურად ვრცელდება, ვიდრე “ჯანმრთელი” ნიადაგიდან. ნიადაგის თვისებას, ფილტრაციისას დააკავოს მის ფორებში გამავალი ნივთიერებები, მშთანთქმელუნარიანობა ეწოდება.

ერთმანეთთან ქიმიურად დაკავშირებული მინერალური და ორგანული კომპონენტები ნიადაგში მცირე ზომის ნაწილაკებს წარმოქმნიან. მათ შორის არსებული თავისუფალი სივრცეები ნიადაგის ფორებს წარმოადგენს. ისინი ნაწილობრივ ჰაერით, ნაწილობრივ კი წყლით ივსება. ნიადაგის წყალი და ჰაერი მცენარეთა ფესვური სისტემის და იქ არსებულ ბინადართა სიცოცხლის საფუძველს წარმოადგენს.

6.4 ნიადაგის ქიმიური დაბინძურება და მისი ეკოლოგიურ-ქიმიური შეფასება

ნიადაგში უცხო ორგანული ნივთიერებების თვისებითი და რაოდენობითი ცვლილებები და სიღრმისკენ მათი გადანაწილების მექანიზმები არასათანადოდაა შესწავლილი. ამ ნაერთების გარდაქმნის პროცესში დიდ როლს ასრულებს აბიოტური და ბიოტური რეაქციები, რომლებსაც თავისუფალი ფერმენტები და ნიადაგში მცხოვრები ორგანიზმები ახორციელებენ. არაექსტრაგირებადი ან შეკავშირებადი ნაშთების წარმოქმნა ნიადაგში დროის ხანგრძლივი პერიოდის მანძილზე მნიშვნელოვნად განსაზღვრავს მის ხარისხს [6].

ნიადაგის ეკოლოგიურ-ქიმიური ხარისხის შესაფასებლად ისაზღვრება: ორგანული ნაერთები (ძირითადად ჰუმუსი), აზოტი (ამონიუმის, ნიტრატის და ორგანული), შეკავშირებული ნახშირმჟავა (კალციუმისა და მაგნიუმის კარბონატები), მცენარის საკვებ ელემენტთა (კალიუმი, ფოსფორი, მაგნიუმი, მიკროელემენტები) საერთო შემცველობა და ბიოლოგიურად მათი ათვისების უნარი. ნიადაგის ხარისხის განსაზღვრისას ხშირად სარგებლობენ აგრეთვე ისეთი შედარებით მარტივი მახასიათებლებით, როგორცაა მექანიკური და ფრაქციული შემადგენლობა, pH-ის მნიშვნელობა, ხვედრითი და მყარი წონა, ტენტევალობა, ჰიგროსკოპულობა, ფორების მოცულობა, იონმცველელი ტევადობა და სხვ.

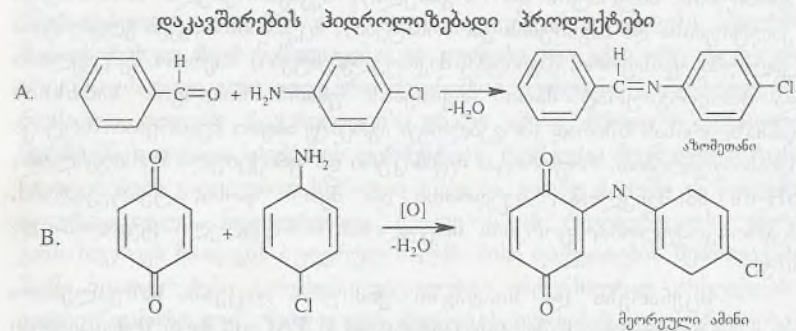
მცენარესა და ნიადაგში ქიმიური დაცვის საშუალებათა არაექსტრაგირებადი ნაშთების განმარტება IUPAC-ის მიერ შემუშავებულ რეკომენდაციებშია მოცემული: არაექსტრაგირებადი (შეკავშირებული) ნაშთები მცენარესა და ნიადაგში არის ქიმიური ნივთიერებები, რომლებიც პესტიციდებიდან წარმოიქმნება მათი გამოყენების შემდეგ და არ გამოიყოფა ისეთი მეთოდებით, რომლებიც ძირეულად არ ცვლის მათ ქიმიურ აღნაგობას. ისინი თვითონ წარმოადგენენ საწყის ნივთიერებებს, მათ წარმოებულებს, ან მათი დაშლის პროდუქტებს. გამოყოფის მეთოდებში ამ დროს დამატებით რთვენ გამხსნელებით ექსტრაქციის ან გამოხდის სტადიებს. არაექსტრაგირებადი ნაშთებზე მსჯელობისას ყოველთვის სავალდებულოდ ითვლება გამოყოფის მეთოდის მითითება.

ნიადაგში არსებული არაექსტრაგირებადი ნაშთებისათვის შეკავშირების შემდეგი ფორმებია შესაძლებელი:

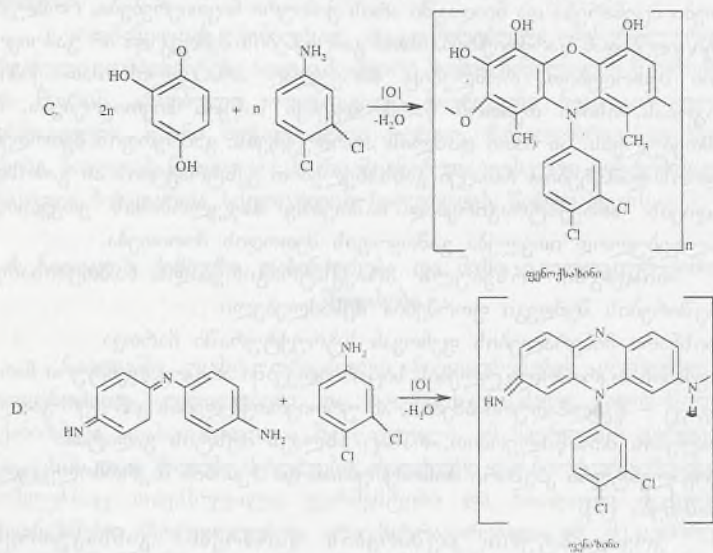
- თიხნარი მინერალების ფენოვან სტრუქტურაში ჩართვა
- ჰუმინის მაკრომოლეკულების სიცარიელებში არაკოვალენტური ჩართვა იგივე – წყალბადური ბმების, ან ურთიერთქმედების ვან-დერ-ვაალსის ძალების მონაწილეობით, რასაც ახლავს მუხტის გადატანა
- კოვალენტური კავშირი მონომერებთან და ჰუმინის მაკრომოლეკულაში ჩაშენება [7].

კოვალენტური კავშირების წარმოქმნა განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია რეაქციისუნარიანი დაჯგუფებების მქონე ნივთიერებებისათვის, კერძოდ, ფენოლებისა და არომატული ამინებისათვის.

ეს რეაქციები აბიოტურად მიმდინარეობს:



დაკავშირების არაჰიდროლიზებადი პროდუქტები



ქლორანილინების დაკავშირება ნიადაგში ჰუმინის მონომერთან [8].

A და B რეაქციების შედეგად აზომეთინური ან ამინური ტიპის ჰიდროლიზებადი კავშირები წარმოიქმნება. ამგვარად დაკავშირებული ნაშთები ხელახლა თავისუფლდება ჰიდროლიზის შედეგად. C და D რეაქციებით ამინური ფუნქციების ჩაშენება ხდება ფენოქსაზინურ ან ფენაზინურ პეტეროციკლურ სისტემაში, რომლებიც შემდგომში აღარ ჰიდროლიზდება.

შეკავშირებული ქიმიური ნარჩენები მიკრობიოლოგიური დაშლისა და ჰუმინის ხანგრძლივი გარდაქმნის შედეგად, მცირე რაოდენობით მაინც თავისუფლდება, და მცენარის მიერ აქტიურად შეითვისება. ამიტომ, სრულ მინერალიზაციასა და ნახშირბადოვან ცვლაში ჩართვამდე ისინი აუცილებლად ქსენობიოტიკებად უნდა ჩაითვალოს.

6.4.1. პესტიციდები და ჰერბიციდები

სასოფლი-სამეურნეო წარმოებაში პესტიციდების გამოყენების თანამედროვე კონცეფციით, ისინი უნდა აკმაყოფილებდეს გარკვეულ ჰიგიენურ მოთხოვნებს, რაც, პირველ რიგში, ჯანმრთელობისათვის უვნებლობას გულისხმობს როგორც გამოყენების პერიოდში, ისე შემდგომ. როგორც წესი, ზმარებისათვის უნდა გამოიყენებოდეს ცხოველებისა და ადამიანისათვის დაბალტოქსიკური პრეპარატები. გარდა ამისა, დაუშვებელია ისეთი მდგრადი ნივთიერებების გამოყენება, რომლებიც ბუნებაში ორი წლის განმავლობაში არატოქსიკურ კომპონენტებად არ იშლებიან, ან წინასწარი შესწავლისას გამოავლინეს კანცეროგენური, მუტაგენური, ემბრიოტოქსიკური და ალერგენული თვისებები [9].

მცენარეთა დაცვის სხვადასხვა მეთოდების გარკვეული პერსპექტიულობის მიუხედავად, ახლო მომავალში ქიმიური დაცვის საშუალებებად ძირითადად მაინც პესტიციდები დარჩება. კომპეტენტური საერთაშორისო ორგანიზაციების სპეციალისტთა აზრით, გარემოს გაჭუჭყიანებაში პესტიციდებს წამყვანი როლი არ ეკუთვნით და ამ მხრივ სამიშროება თითქოს არც ისე დიდია. მიუხედავად ამისა, შემოღებულია მცენარეთა დამუშავების ვადებისა და პრეპარატთა ხარჯვის ნორმების მკაცრი რეგლამენტირება [10].

გამოყენების საწყის პერიოდში სათანადო ყურადღება არ ეთმობოდა პესტიციდების ნიადაგში დაგროვების საფრთხეს. მხოლოდ მოგვიანებით დაიწყო მეთოდების დამუშავება, რომელთა საშუალებითაც მოხერხდა ნიადაგში მათი რაოდენობრივი აღსორბციისა და დაშლის რეგისტრირება. პრინციპს საფუძვლად დაედო გამოსავალი ნივთიერების კონცენტრაციის

შემცირება და დაშლის სიჩქარე, ანუ მისი სრული გაქრობისათვის საჭირო დრო. პესტიციდების სტაბილურობა (პერსისტენტულობა) ნიადაგში განისაზღვრება ნივთიერების საწყისი კონცენტრაციიდან 50%-ით, ან უფრო ხშირად 95%-ით დაშლის პერიოდით. ექსპერიმენტულად დადგენილია, რომ გამოყენებული ყველა პესტიციდური ნაერთიდან სტაბილურობას უპირატესად ქლორორგანული ამფლაგნებს. ნიადაგში 95%-ით დესტრუქცია ჰექტაქლორისათვის 3,5 წელს, ლინდანიისათვის 3-20 წელს, ხოლო დდტ-სათვის 4-30 წელს შეადგენს. ფართოდ გამოყენებული სიმ-ტრიაზინული ჯგუფის ნივთიერებები - სიმაზინი, ატრაზინი, პრომეთინი და სხვ. ნიადაგში 2 წელს ინახება (უმნიშვნელო ნარჩენი კონცენტრაციები აღმოჩენილია 3 წლის შემდეგაც). მაღალი მდგრადობა გააჩნიათ მეტალებისა (სპილენძის, თუთიის, ვერცხლისწყლის) და სხვა ელემენტების (დარიშხანის, ფტორის) შემცველ ნივთიერებებს. კარბამატული ნაერთები ნიადაგში რამოდენიმე თვიდან ერთ წლამდე ძლებენ. ფოსფორორგანული პესტიციდები, ფენოლის წარმოებულები (ქლოროფოსი, მეტაფოსი, ღწმკ) და აგრეთვე 2,4-დიქლოროფენოქსიმარმჟავა (2,4-დ) და შარდლოვანების ჯგუფის პერბიციდები ნიადაგში სწრაფად იშლებიან. აუცილებელი გახდა დაშლის პროდუქტების იდენტიფიკაცია, ნიადაგში სორბირების პირობები, ტოქსიკურობის დადგენა და ა.შ. ნიადაგში პესტიციდები ძირითადად მინერალების (თიხების) კრისტალურ სტრუქტურებში დიფუზიის, ან ჰუმუსის ნაწილაკების სიღრუეებში ჩაშენების გზით გროვდება. ნიადაგებში პესტიციდების გარდაქმნებზე, ან სხვა ნივთიერებებთან ურთიერთქმედებებზე სისტემატური გამოკვლევები (ზოგიერთი გამონაკლისის გარდა) არ ჩატარებულა. ჩამოყალიბებულია გარკვეული თვალსაზრისი იმის შესახებ, რომ აუცილებელია გამოინახოს საიმედო დამცავი მექანიზმი ნიადაგში მათი დიდი რაოდენობით დაგროვებისა და გრუნტის წყლებში მოხვედრის თავიდან ასაცილებლად.

ნიადაგში პესტიციდების ქცევაზე მხოლოდ ზოგადი მოსაზრებები არსებობს. მაგალითად, ცნობილია, რომ ქლორშემცველი პესტიციდები ანაერობულ პირობებში ქლორის ატომებს ჰიდროქსილის ჯგუფებით ინაცვლებენ. ამის შედეგად მათი ბიოლოგიური აქტივობა მნიშვნელოვნად ქვეითდება. აერობულ პირობებში ქლორშემცველი ნაშთიწყალბადები უადრესად მდგრადია. ანაერობულ პირობებში NO_3^- -ის ჯგუფები NH_4^+ -მდე აღდგებიან. ადვილად ჰიდროლიზდებიან ფოსფორმჟავას რთული ეთერები და მეთილკარბამატები.

ნიადაგში პესტიციდების ქცევის განსაზღვრისას იქმნება სირთულეები

ნიადაგის ორგანულ კომპონენტებთან პესტიციდების შესაძლო ურთიერთქმედების გამო. განსაკუთრებით რთულია არომატული ამინებისა და ფენოლების განსაზღვრა, რომელთაც ჰუმინთან კოვალენტურად დაკავშირება შეუძლიათ.

ნიადაგში პესტიციდების დაყოვნების დროის დადგენას ისიც ართულებს, რომ მათი შედწევის ცნობილი ანთროპოგენული გზის გარდა, არსებობს ისეთი წყაროებიც, როგორცაა წვიმა და ნისლი, რომლებიც კონტროლს ძნელად ექვემდებარება. 1998 წლის მონაცემებით შეერთებულ შტატებში, 1 ლ წვიმის წყალში მიკროგრამების ოდენობით 11 სახის პესტიციდია იდენტიფიცირებული. აღმოჩნდა ისიც, რომ ხანმოკლე წვიმის წყალი ხანგრძლივთან შედარებით უფრო დაბინძურებულია. ნისლში პესტიციდების კონცენტრაცია 50-3000-ჯერ აღემატება ჰაერში მათ კონცენტრაციას. ნისლებიდან პესტიციდების დალექვა უპირატესად ტყის მასივების თავზე ხდება, რის გამოც ქიმიკატების მდგრადი ფორმები დიდი ხნით არღვევენ ტყეებისა და მიმდებარე სივრცეების ეკოლოგიურ მდგომარეობას [11].

ნიადაგში პერბიციდების მოხვედრის შემდეგ, მათი მოლეკულები სხვადასხვა ფიზიკური, ქიმიური და ბიოლოგიური ფაქტორების ზემოქმედებას განიცდიან. ამის შედეგად ნივთიერების ქიმიური მდგრადობა (ინერტულობა) ირყევა. პროცესს წინ უსწრებს ნიადაგში მათი აღსორბცია და ამ პროცესში მნიშვნელოვანი როლი ნიადაგის ორგანულ ნაწილს ეკუთვნის. ნაჩვენებია, მაგალითად, რომ ამიბენის (2,5-დიქლორ-3-ამინობენზოის მჟავას) 29%-ს ნიადაგის ჰუმუსი და მხოლოდ 9%-ს თიხები შთანთქავენ. კაოლინი გაცილებით ძლიერი აღსორბენტია, ვიდრე ბენტონიტი ან ილიტია. ჰუმუსიან ნიადაგებში დესორბციული პროცესები ძნელად ხორციელდება. მაგალითად, ივივე ამიბენი ნიადაგიდან ერთი თვის განმავლობაში არ ორთქლდება.

მრავალი პერბიციდი ნიადაგში მიკროორგანიზმების მიერ მეტ-ნაკლები ინტენსივობით დეგრადირდება. ტემპერატურის მატება აჩქარებს მათ მიკრობულ და ქიმიურ დაშლას. განსხვავებულ გავლენას ახდენს ამ ნივთიერებათა გარდაქმნაზე pH-ის ცვლილებები: მაგალითად, დეკამბის (3,6-დიქლორ-2-მეთოქსიბენზოის მჟავას) გარდაქმნების ინტენსივობა pH 5,3-ზე მცირდება, ხოლო pH 7,5-ზე ეს პერბიციდი საკმაოდ მდგრადია.

ნიადაგში პერბიციდების გარდაქმნებზე არსებული მონაცემები საშუალებას გვაძლევს მივიღოთ, რომ მათი ბიოდეგრადაციისათვის აუცილებელია ორგანული ნივთიერების (ჰუმუსის) თანამყოფობა, მიკროორგანიზმების მაღალი აქტივობა და სათანადო (დაბალი) pH. გარდა

ამისა, ჰერბიციდების სუსტი ხსნადობა და ორთქლის მაღალი სიმკვრივე გავლენას ახდენს ნიადაგში მათ ქცევაზე. მცირედ ხსნადობის გამო ისინი წყალხსნარებიდან გამოიყოფიან და ლიგნინს ან ჰუმინურ ნივთიერებებს უკავშირდებიან. აქტიურად და მტკიცედ შთანთქავს ჰერბიციდებს მოკირიანებული ტორფი. მაგალითად, მისგან იოქსინილის (3,5-დიოლ-4-ოქსიბენზონიტრილის) მოცილება დესორბციის გზით კი არ ხდება, არამედ ჰერბიციდი ძნელად ხსნად ფენოლში გადადის და ილექება [12].

6.4.2 სასუქები

მიწათმოქმედების ქიმიზაციის ძირითად ბერკეტს სასუქები წარმოადგენს, რადგან მათი საშუალებით მიღწევა მოსავლის მატება და დიდი ეკონომიკური ეფექტი. სასუქები და რწყვა მაღალი მოსავლის გარანტიაა. რწყვის რეჟიმის დარღვევამ შეიძლება უარყოფითი შედეგი გამოიღოს: გამოიწვიოს ირიგაციული ეროზია და ნიადაგის ნაყოფიერების შემცირებასთან ერთად გარემოს დაბინძურების მიზეზიც გახდეს. ნიადაგში მიმდინარე მიკრობიოლოგიური და ქიმიური პროცესების შედეგად აზოტოვანი სასუქები ღენიტრიფიკაციასა და ამონიფიკაციას განიცდიან, რასაც თან სდევს აზოტის ე.წ. აქროლება. ატმოსფეროში გამოიყოფა აზოტის მონო- და დიოქსიდები, მოლეკულური აზოტი და ამონიაკი [13]. პროცესის შემცირების ერთ-ერთი მნიშვნელოვანი გზა ინჰიბიტორების (ორგანული ნაერთების – ციანგუანიდინის, პირიდინის და სხვ.), ან ბუნებრივი ცეოლითების (მინერალები, ძირითადად ალუმოსილიკატები) გამოყენებაა.

შედარებით სუსტად ხორციელდება ფოსფორიანი სასუქებიდან ფოსფორის გამორეცხვა. ასე, რომ გრუნტის წყლებით გაჭუჭყიანება ამ მხრივ ძალზედ უმნიშვნელოა. სუსტი მიგრაცია ახასიათებს ნიადაგში კალიუმთან სასუქებსაც. დაუმკვებელია მათი ჭარბად გამოყენება, რადგან ამ დროს ნიადაგში ქლორი შეიტანება. კალიუმის ქლორიდის სახით მცენარეები მასში შემაველი ქლორის 1/6-ს ითვისებენ, დანარჩენი კი ირეცხება ნიადაგიდან და გრუნტის წყლებს უერთდება. ამ დროს ნიადაგში ირღვევა მაგნიუმის, ნატრიუმის, კალციუმისა და ბორის ბალანსი, და შესაბამისად, მათი შეთვისება მცენარეთა მიერ.

როდესაც სოფლის მეურნეობა უზრუნველყოფილი იქნება მინერალური სასუქებით, ისეთი ორგანული სასუქი, როგორც ნაკელია, თავის მნიშვნელობას მაინც არ დაკარგავს. მცენარის საკვებ ნივთიერებათა წრებრუნვაში იგი ერთ-ერთი ძირითადი რგოლია, რადგან არაპირდაპირი

საშუალებაა მინერალური სასუქების ქმედების კოეფიციენტის გასაზრდელად. მისი სწორი შენახვის პირობებშიც (სანაკელებში) კი გარდუვალია აზოტის ნაწილობრივი დაკარგვა, ხოლო შენახვის წესების დარღვევისას (ღია ცის ქვეშ შენახვისას) წვიმის წყლით ირეცხება და მისი ხარისხი უარესდება. ეფექტიანობის შემცირებასთან ერთად იზრდება გარემოს დაბინძურების საფრთხე. მისი საშუალებით შეიძლება გრუნტის წყლებისა და ატმოსფეროს დაბინძურება. ნაჩვენებია, რომ მეცხოველეობის ფერმიდან 100 მ-ის მოშორებით, ატმოსფერო ძლიერაა დანაგვიანებული მიკროორგანიზმებით, ხოლო ამონიაკის შემცველობა დასაშვებზე 15-20-ჯერ მეტია. ასევე, ჰაერში ნორმასთან შედარებით მომატებულია (14-ჯერ) გოგირდწყალბადის შემცველობა.

ცნობილია, რომ თხევადი ნაკელი დიდი რაოდენობით სხვადასხვა დაავადების გამომწვევ მიკროორგანიზმებს შეიცავს. მისი ანაერობული გახრწნის პირობებში მავნე აირები (H_2S , NH_3) წარმოიქმნება. ამიტომ თხევადი ნაკელის გამოყენების წესების დარღვევა რეალურ საფრთხეს ქმნის ინფექციური დაავადებების გავრცელებისა და გარემოს დაბინძურებისათვის.

6.4.3 მძიმე მეტალები ნიადაგში

ნივთიერებებს, რომლებიც ყოველთვისაა ნიადაგში, მაგრამ ანთროპოგენური მოღვაწეობის შედეგად მათმა კონცენტრაციამ შეიძლება მოიმატოს, უპირველეს ყოვლისა, მეტალები (ტყვია, ვერცხლისწყალი, კადმიუმი, მანგანუმი, თუთია და სხვ.) მიეკუთვნება. ნიადაგში ისინი ძირითადად მყარი ან თხევადი ნალექების სახით ხვდებიან. ტყიის მასივები თავისი განვითარებული კონტაქტური ზედაპირით ინტენსიურად აკავებენ მძიმე მეტალებს; ამასთან ხეები უპირატესად ყველაზე მცირე ზომის ნაწილაკებს იჭერენ.

პრაქტიკულად, ჰაერიდან მძიმე მეტალებით გაჭუჭყიანების საფრთხე ნებისმიერი ნიადაგისათვის არსებობს. ცნობილია კონკრეტული ტიპის ნიადაგში ამა თუ იმ მძიმე მეტალის განსაკუთრებით დიდი რაოდენობით დაგროვების შემთხვევები.

ტყვიის შემცველობის ზრდა ნიადაგში შეიძლება გამოწვეული იყოს ავტოტრანსპორტის მიერ გამონაბოლქვი აირების ატმოსფერული იმისით (ატმოსფეროდან შთანთქმით), კომპოსტური სასუქებისა და პესტიციდების შეტანის შედეგად. ტყვიას შეუძლია ნიადაგში დაგროვება,

რადგან მისი იონები pH-ის დაბალი მნიშვნელობებისას არამდგრადია. სხვადასხვა ტიპის ნიადაგებისათვის ტყვიის გამორეცხვის სიჩქარე ირრევა 4-დან 30 გ-მდე ჰექტარზე წელიწადში, მაშინ, როდესაც ანთროპოგენურად შეტანილი ტყვიის რაოდენობა წელიწადში 40-532 გ-ს შეადგენს. ფოსფატებით მდიდარ ნიადაგებში ტყვია ძნელად ხსნად ტყვიის ფოსფატად $[Pb_3(PO_4)_2, Pb_3O(PO_4)_2, Pb_3(PO_4)_2OH]$ გარდაიქმნება, კირქვიან ნიადაგებში კი კარბონატების ($PbCO_3$) სახითაა.

ტყვისაგან განსხვავებით, კადმიუმი ნიადაგში გაცილებით მცირე რაოდენობით ხვდება (2-35 გ/ჰა წელიწადში). იგი ნიადაგში ჰაერიდან შეიტანება წვის პროდუქტებთან ერთად ან ფოსფორშემცველი სასუქების გამოყენების შედეგად. ამ უკანასკნელ შემთხვევაში კადმიუმის შემცველობა დამოკიდებულია ფოსფორის საბადოს ადგილმდებარეობაზე. მჟავა ნიადაგებში (pH<6) კადმიუმის იონები უაღრესად ძვრადებია და ელემენტის დაგროვება არ შეინიშნება.

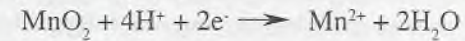
pH>6-ზე კადმიუმი ინახება რკინის, მანგანუმის და ალუმინის ჰიდროქსიდებთან ერთად. pH-ის დაწვევისას პროცესი შექცევადი ხდება და კადმიუმი სხვა მძიმე მეტალებთან ერთად ნელა და შეუქცევადად დიფუნდირებს ოქსიდებისა და თიხების კრისტალურ მესერში. ჰუმინის მჟავებთან ტყვიის ნაერთები გაცილებით მდგრადია კადმიუმის ანალოგიურ ნაერთებთან შედარებით. შესაბამისად, კადმიუმის დაგროვება ჰუმუსში შენელებულად მიმდინარეობს.

სპილენძის იონები კიდევ უფრო მაღალი ძვრადობით ხასიათდება, ვიდრე კადმიუმის იონები. ეს თვისება კეთილსასურველ პირობებს ქმნის მცენარის მიერ მის შესათვისებლად. ამ თვისების გამო სპილენძი ადვილად ირეცხება ნიადაგიდან. მისი ნაერთების ხსნადობა შესამჩნევად იზრდება pH<5-ის მნიშვნელობისას. კვალის კონცენტრაციით მცენარის ცხოველმყოფელობისათვის იგი აუცილებელ ელემენტს წარმოადგენს. ტოქსიკურ ეფექტს ავლენს მშრალი ნივთიერების კგ-ზე 20 მგ-ის რაოდენობისას. 0,1 მგ/ლ სპილენძი მომწამვლელად მოქმედებს მიკროორგანიზმებზეც.

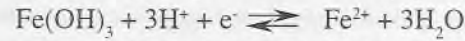
ნიადაგში საშუალო ძვრადობით ხასიათდება თუთიის იონი. ტექნიკასა და ყოფაცხოვრებაში იგი ერთ-ერთი ყველაზე გავრცელებული მეტალია, ამიტომ ნიადაგში ყოველწლიურად დიდი რაოდენობის თუთია ხვდება. აქ მისი ხსნადობა იზრდება pH<6-ზე. უფრო მაღალ pH-ზე ფოსფატების თანამყოფობისას მცენარის მიერ თუთიის შეთვისება მნიშვნელოვნად ქვეითდება. ნიადაგში თუთიის შეკავებაში გადამწყვეტ როლს ასრულებს pH-ით გაპირობებული ადსორბციისა და დესორბციის

პროცესები. თიხებზე და სხვადასხვა ოქსიდებზე ტყის ჰუმუსიან ნიადაგებში თუთია არ გროვდება. ბუნებრივი მჟავე გარემოს არსებობის გამო იგი სწრაფ გამორეცხვას განიცდის. მცენარისათვის ტოქსიკურად ითვლება 200 მგ თუთია 1 კგ მშრალ მასაზე. ადამიანის ორგანიზმი მის მიმართ საკმაოდ მდგრადია, ამიტომ სოფლის მეურნეობის პროდუქტებიდან თუთიით მიწამვლის საფრთხე უმნიშვნელოა. მიუხედავად ამისა, თუთიით ნიადაგის დაბინძურება სერიოზული ეკოლოგიური პრობლემაა, რადგან ამ დროს მრავალი სახეობის მცენარე ზიანდება.

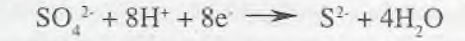
მანგანუმი ნიადაგში პიროლუზიტის (MnO_2) სახით გვხვდება. აღდგენისას იგი წყალში ხსნადი Mn^{2+} -ის იონის, ანუ მცენარისათვის შესათვისებელ ფორმაში გადადის:



როგორც აღრე იყო აღნიშნული, მაღალი კონცენტრაციით Mn^{2+} ტოქსიკურია. მსგავსი ვითარებაა რკინის ნაერთებისთვისაც. pH-ის ნეიტრალურ მნიშვნელობაზე ქვეითდება ნიადაგის ჟანგვა-აღდგენითი პოტენციალი, რაც ხელს უწყობს Fe^{3+} -ის Fe^{2+} -ად გარდაქმნას:



ამავრად, რკინა მცენარისათვის შესათვისებელ ფორმაში გადადის. ანაერობულ პირობებში რკინის შეთვისება ძლიერდება, ე.ი. იზრდება მისი ტოქსიკურობა. ამავე პირობებში დენიტრიფიკაციასთან ერთად სულფიდურ ფორმამდე გოგირდის მიკრობიოლოგიური აღდგენაც ხდება:



გოგირდი მძიმე მეტალებთან ძნელად ხსნად სულფიდებს წარმოქმნის და ამიტომ ნიადაგში დიდხანს ყოვნდება.

6.4.4 ნიადაგის სხვა ანთროპოგენური დამბინძურებლები

უკანასკნელი რამდენიმე ათეული წლის განმავლობაში მნიშვნელოვანი ტერიტორიები, ხოლო რიგ რაიონებში კი პრაქტიკულად მთლიანი ნიადაგის საფარი ანთროპოგენურად (ქიმიურად, ბიოლოგიურად) არის დაბინძურებული. ამის გამო ადგილი აქვს მრავალ არასასურველ შედეგს, რომელიც გარემოს დაცვის სფეროს განეკუთვნება. მათგან

ძირითადად: ბუნებრივ წყლებში პათოგენური მიკროორგანიზმების მიგრაცია და ეპიდემიოლოგიურად საშიში ზონების შექმნა; სასოფლო-სამეურნეო პროდუქციის დასნებოვნება; ნიადაგში, მცენარესა და ნაყოფებში ტოქსიკური ნივთიერებების დაგროვება; ნიადაგის მიკრო- და მაკრობიოცენოზის ეკოლოგიური რღვევა და სხვ. ნიადაგის ანთროპოგენურ დაბინძურებას ძირითადად შემდეგი მიეკუთვნება:

1. საყოფაცხოვრებო ნარჩენები. ესაა უპირველეს ყოვლისა, საყოფაცხოვრებო ნაგავი, რომელიც კვების პროდუქტების, ნაგებობათა რემონტებისა და გამთბობ მოწყობილობათა ნარჩენებს, შესაფუთ მასალებს და უსარგებლო საოჯახო მოხმარების საგნებს აერთიანებს. მყარ საყოფაცხოვრებო ნარჩენებს მიეკუთვნება აგრეთვე საზოგადოებრივ ნაგებობათა (საავადმყოფოების, პოლიკლინიკების, სასტუმროების, სკოლების, სასადილოების, მაღაზიების) ნაგავი. ასეთი საყოფაცხოვრებო ნარჩენების საერთო ოდენობა ერთი მოსახლისათვის წელიწადში ~350 კგ-ს, ხოლო უშუალოდ საცხოვრებელ სახლებში – 250 კგ-ს შეადგენს და ყოველწლიურად 1%-ით იზრდება [14].

უკანასკნელი 15-20 წლის მანძილზე მსხვილი ქალაქების საყოფაცხოვრებო მყარი ნარჩენების შემადგენლობამ შესამჩნევი ცვლილება განიცადა, კერძოდ, მოიმატა ორგანულ ნივთიერებათა წილმა, რაც ამჟამად 80%-ს შეადგენს. ამის გამო ქალაქის ნაგავი კომპოსტირებისათვის და ორგანული სასუქების მისაღებად ღირებულ ნედლეულს წარმოადგენს.

საყოფაცხოვრებო ნარჩენები მოსახლეობას დიდ საფრთხეს უქმნის, რადგან მრავალ ინფექციურ და პარაზიტულ დაავადებათა (ნაწლავის ინფექციების, ტეტანუსის, ბოტულიზმის, განგრენის, ასკარიდოზის და სხვ.) გამომწვევებს შეიცავს. თბილ პერიოდებში მათში დიდი რაოდენობით მრავლდებიან ინფექციების გადამტანები – ბუზები და მღრღნელები.

მყარი საყოფაცხოვრებო ნარჩენების არასწორი შეგროვება დასახლებული პუნქტების ნიადაგის დაბინძურებას იწვევს. გარდა ამისა, ენგებადის ნაკლებობისას ნარჩენების ლაზისას გამოიყოფა მყარლი აირები და ორთქლები (გოგირდწყალბადი, ამონიაკი, ინდოლი, სკატოლი, მეთილმერკაპტანი), რომლებიც ადამიანზე ტოქსიკურად მოქმედებს.

ნიადაგში პათოგენური მიკროორგანიზმების გაძლების ვადები გაცილებით დიდია ვიდრე თვით ნარჩენებში. ბრუცელოზის გამომწვევის სიცოცხლისუნარიანობა ნიადაგში 3-4 თვეს, მუცლის ტიფის გამომწვევის

– 3 თვეს, ღიზენტერიის – 2-3 კვირას, ხოლო ციმბირის წყლულის გამომწვევისა – 1,5 წელზე მეტს შეადგენს [15]. დაბალი ტემპერატურა და ნიადაგში ორგანული კომპონენტების არსებობა ხელს უწყობს პათოგენური მიკროფლორის ხანგრძლივ არსებობას და გარემოში მათ გავრცელებას.

2. სამრეწველო ნარჩენები. მრეწველობის სწრაფმა განვითარებამ და წარმოების ახალი დარგების წარმოშობამ თავის მხრივ ნიადაგის არსებული და ახალი დაბინძურებლების წარმოქმნა განაპირობა. ნაცრისა და წიღის, გადამუშავებული მთის ჯიშებისა და დამწვარი მიწის მთები ნიადაგის, წყლისა და ჰაერის მასიური დაბინძურების წყაროდ იქცა. ეკოლოგიურ-ქიმიური თვალსაზრისით სამრეწველო ნარჩენების კოლოსალური რაოდენობებით კონცენტრირება უაღრესად მნიშვნელოვანია. მძლავრი მრეწველობის მქონე მსხვილ ქალაქებში ყოველ მცხოვრებზე წელიწადში დაახლოებით 200-400 კგ სამრეწველო ნარჩენი მოდის. ამდენად, აქ ნარჩენების საერთო წლიური რაოდენობა ასეულ ათასს და მილიონ ტ-საც კი უტოლდება.

მთელ რიგ ქვეყნებში ცალკეულ დარგებს შორის ნარჩენები (ნარჩენების მთლიანი მასიდან, რომელიც 100%-ადაა მიღებული) შემდეგნაირად ნაწილდება: სათბობმომპოვებელი – 25%, ენერგეტიკა – 12%, შავი მეტალურგია – 20%, ფერადი მეტალურგია – 1,5%, ხე-ტყის გადამამუშავებელი – 1,5%, წიდა – 7%, დანარჩენი – 4-5% [16]. არსებობს ნარჩენები, რომელთაგან ზოგიერთი ადამიანის ჯანმრთელობისათვის საშიში არაა (წიდა); ლაზობადები, რომელთა გაუვნებლობა ჩვეულებრივი მეთოდებით შეიძლება, და ნარჩენები, რომლებიც მომწამვლელ ნივთიერებებს შეიცავენ.

სამთო ქიმიური, მეტალურგიული, კვების მრეწველობის, ფერადი მეტალურგიისა და სხვ. (დაახლოებით 50 სახეობის წარმოების) ნარჩენები წარმატებით შეიძლება იქნას გამოყენებული ორგანულ ან მინერალურ სასუქად. არსებობს ისეთი ნარჩენებიც, რომლებიც სახალხო მეურნეობაში არ გამოიყენება და ამიტომ საჭიროა მათი უვნებელყოფა, ან საერთოდ, მოსაპობა. მრეწველობის ყველა სახის ნარჩენის შეგროვებისადმი, შენახვისადმი და გამოყენებისადმი ზერელე მიდგომამ შეიძლება ნიადაგის, ჰაერისა და წყლის ინტენსიური დაბინძურება გამოიწვიოს. ამ მხრივ განსაკუთრებით საშიშია სამრეწველო ნარჩენების საყრდენები (სანაგვეები). არსებობს მრავალრიცხოვანი მონაცემები იმის შესახებ, რომ საშიში ნარჩენების

შენახვისას ისინი გრუნტისა და მიწისქვეშა წყლებს აღწევენ.

3. ნიადაგის დაბინძურების შედარებით ახალი ფორმაა სამრეწველო საფუძველზე მომუშავე მეცხოველეობის კომპლექსები. მათი მშენებლობა და ექსპლოატაციაში შეყვანა წლით-წლით იზრდება და სპეციალიზებული სამრეწველო მეცხოველეობის მაღალი ეფექტურობის მაჩვენებელია. მიუხედავად ამისა, მსხვილი კომპლექსების ანარჩენები ჰიგიენისთვის მიერ ფასდება, როგორც ნიადაგისა და გარემოს სხვა ობიექტების დაბინძურების სერიოზული ფაქტორი. ასეთ კომპლექსებში წარმოიქმნება ნაკელისა და წუნწუნის მართლაც ძალზე დიდი რაოდენობა. მთელ რიგ ქვეყნებში მეცხოველეობის კომპლექსებს გარემოს დაბინძურებაში წამყვანი ადგილი უკავიათ. მაგალითად, გერმანიაში მეცხოველეობის ნარჩენების მოცულობა ყველა საყოფაცხოვრებო ნარჩენების მოცულობას 5-ჯერ, ხოლო სამრეწველო ნარჩენებს 6-ჯერ აღემატება. გამოთვლილია, რომ 100 ათასიანი მსხვილი რქოსანი საქონლის ნახირი ისევე აბინძურებს გარემოს, როგორც მილიონიანი მოსახლეობის ქალაქი.

ბუნებრივად ისმება კითხვა: რატომ არ იღვა ეს პრობლემა მეცხოველეობის ტრადიციული მეურნეობის პირობებში? საქმე იმაშია, რომ პირად მეურნეობებში და მცირე ფერმებში პრაქტიკაში იყო ქვეშაფენის გამოყენება და ნაკელი მასთან ერთად მკვირვ კონსისტენციას ქმნიდა. შენობიდან გამოტანის შემდეგ ნაკელი მასზე თავსდებოდა და პერიოდულად, გაზაფხულზე ან შემოდგომაზე მიწაში მოიფინებოდა მისი შემდგომი ჩახენით. სამრეწველო მეცხოველეობაში, სადაც ცხოველთა შენახვისა და ნაკელის მოცილების შედარებით ეკონომიური პირობებია, ნაკელს თხევადი კონსისტენცია აქვს. შეიქმნა ასეთი ნაკელის დიდი მასის მოცილების, შენახვისა და გადამუშავების აუცილებლობა. მაგალითად, 108 ათასი სული ღორის კომპლექსში წელიწადში 1 მლნ ტ ფეკალური მასა წარმოიქმნება [17].

მეცხოველეობის ნარჩენები დიდი რაოდენობით შეიცავენ ორგანულ ნვითიერებებს, აზოტის, ფოსფორის, კალიუმის ნაერთებს, მიკროორგანიზმებს (მათ რიცხვში პათოგენურებს) და ჰელმინთების (ასკარიდოზის, ტრიოცეფალოზის, ექინოკოკის, სტრონგილოიდების და სხვ.) კვერცხებს. ამასთან, ზოგიერთი მიკროორგანიზმი ცხოველის ნაწლავებისათვის ნორმალურ ბინადარს წარმოადგენს და ნაკელში მუდმივად რჩება.

ეკოლოგიური თვალსაზრისით მეცხოველეობის ნარჩენების

გაუენებლობის ყველაზე ეფექტური ფორმა მათ ანაერობულ გადამუშავებაში მდგომარეობს, რასაც მეთანური დუღილი ეწოდება.

მეთანური დუღილი არაერთი მიკრობული ასოციაციის მოქმედების შედეგია და ამ პროცესში სუბსტრატში არსებული ორგანული მასალა ძირითადად გარდაიქმნება საბოლოო პროდუქტებად – მეთანად და CO₂-ად. ეს არის მუდმივმოქმედი ბუნებრივი პროცესი, რომელშიც ყველა სახის მკვდარი ორგანული მასალა (მცენარეული და ცხოველური ბიომასა) იშლება მარტივ კომპონენტებად.

იმისათვის, რომ მეთანწარმოქმნელი არქებაქტერიებისათვის მადულარი ორგანული მასალიდან სუბსტრატი ჩამოყალიბდეს, აუცილებელია ორგანული მასალის თანმიმდევრული გარდაქმნა. ეს პროცესი იმდენად რთული, მრავალკომპონენტური და მრავალსაფეხურიანია, რომ მიუხედავად მისი ინტენსიური შესწავლისა, რეგულირებას არ ექვემდებარება. პროცესის პრაქტიკული მნიშვნელობა კი უზარმაზარია, ვინაიდან ამ გზით ენერჯის ერთ-ერთი უმნიშვნელოვანესი ალტერნატიული წყარო – ბიოგაზი იწარმოება. სწორედ ამ მიზნით, ჩვენი საუკუნის სამოციანი წლებიდან, დიდი ყურადღება ექცევა როგორც ფოტოსინთეზურად, ასევე მეცხოველეობის და ქალაქების ნარჩენებიდან მიღებული ორგანული ნაერთების მიკრობიოლოგიურ ტრანსფორმაციას ანაერობულ პირობებში, ბიოგაზის მისაღებად.

პროცესში ხდება სხვადასხვა სახის ორგანული ნაერთების ტრანსფორმაცია მეთანად და ნახშირორჟანგად, რის შედეგადაც ორგანული ნაერთების მოლეკულების ქიმიურ ბმებში აკუმულირებული ენერჯია მარაგდება მეთანის მოლეკულების ქიმიურ ბმებში. პროცესს მეთანოგენეზი ეწოდება და მას აზოტციელებენ ანაერობული არქებაქტერიები, რომლებსაც მეთანოგენებს უწოდებენ. მეთანის ხვედრითი წილი წარმოქმნილ აირთა ნარევეში 60-80%-ია, ნახშირორჟანგისა 20-40%. აირი დაახლოებით 1% გოგირდწყალბადს, ხოლო კვალის სახით ამონიაკს შეიცავს. მეთანოგენეზის უხსნადი პროდუქტია მრავალი ბაქტერიული ასოციაციის მოქმედების შედეგად მიღებული ბიომასა, რომლის ყველა კომპონენტი (ლიგნინის გარდა) მეთანური დუღილის პროცესში რამდენჯერმე ტრანსფორმირებული ნაერთია. ბიომასა მდიდარია ორგანული აზოტით და ამდენად, მაღალხარისხოვან სასუქს წარმოადგენს.

დუღილის ყველა სხვა ფორმასთან შედარებით, მეთანური დუღილი გაცილებით ფართოდ გავრცელებული ბუნებრივი პროცესია. მის საფოვლოთაო

გავრცელებას ისიც განაპირობებს, რომ მისი ჩატარება შესაძლებელია აერობულ სივრცეშიც. ეს შემდეგნაირად ხდება: მრავალი ორგანული ნაერთის ზედაპირზე წარმოიქმნება აკვი, რომლის შიგნითაც წარმოებს მეთანური დუღილი. მცენარეული სუბსტრატების შენახვის პირობებში ასევე შესაძლებელია მეთანური დუღილის წარმართვა. მეთანური დუღილი სუბსტრატებით უხვადაა უზრუნველყოფილი. ამ პროცესის სუბსტრატებს განეკუთვნება ყველა სახის მცენარეული მასალა, მათ შორის გადაბერებული და ლპობის პროცესში მყოფი მრავალწლიანი ხეები, ერთწლიანი მცენარეები, ცხოველური წარმოშობის ბიომასა (ყველა სახის ექსკრემენტი). მეთანური დუღილისათვის განსაკუთრებულ პერსპექტიულ მასალას წარმოადგენს სოფლის მეურნეობის, კერძოდ მემცენარეობის ნარჩენები (ბიომასის სახით), მიკრობიოლოგიური მრეწველობის ნარჩენები (ბიომასა), წყალმცენარეების ბიომასა და კვების მრეწველობის ნარჩენები. ფოტოსინთეზური წარმოშობის ნარჩენების გარდა, მეთანური დუღილის სუბსტრატებად გამოიყენება მუნიციპალური და მსუბუქი მრეწველობის ნარჩენები და სხვ. აქედან გამომდინარეობს, რომ მეთანოგენეზის მნიშვნელობა განისაზღვრება არა მარტო ალტერნატიული ენერჯის წარმოებით, არამედ მნიშვნელოვან სანიტარულ-ეკოლოგიური პრობლემების გადაწყვეტით. მეთანური დუღილით მიღებული სარგებლობა ამით არ ამოიწურება.

დადუღებული (მეთანგამოცლილი) ბიომასა წარმოადგენს მაღალი ხარისხის ბიოსასუქს. მაგალითად, ნაკელის აერობული გარდაქმნისას 50% აზოტი იკარგება (გამოყოფილ სითბოსთან ერთად), მაშინ, როდესაც მეთანური დუღილის პროცესში აზოტი მთლიანად აკუმულირდება ბიომასაში და გარდაიქმნება მცენარისათვის ადვილად შესათვისებელ ფორმად. გარდა ამისა, ანაერობულ პირობებში დადუღებული ბიომასა დიდი რაოდენობით შეიცავს ჰუმუსს, რომელიც ნიადაგის ადღგენისათვის არის საჭირო. ანაერობული დუღილის დროს მიღებული სასუქის ღირებულება აღემატება ბიოგაზის ღირებულებას. ყოველივე ეს იმაზე მიუთითებს, რომ მეთანოგენეზის პროდუქტების კომპლექსური გამოყენება ეფექტური და ამავე დროს, რენტაბელური მეწარმეობაა.

ორგანული მასალის ანაერობული გარდაქმნისას მაღლარი მასის ერთგვარ სტერილიზაციასა და დეტოქსიკაციას აქვს ადვილი, რაზედაც მიუთითებს პათოგენური მიკროფლორისა და ჰელმინთების კვერცხების განადგურება, აგრეთვე ტოქსიკური ნაერთების გარდაქმნა ბაქტერიული

უჯრედისათვის დამახასიათებელ მეტაბოლიტებად.

1990 წლის მონაცემებით ევროპაში კერძო (კომპანიების საკუთრება) და სახელმწიფო ბიოგაზის მსხვილი (1000 მ³ და მეტი) დანადგარების რაოდენობამ 500 გადააჭარბა. აშშ-ში მათი რაოდენობა ორჯერ მეტია. ამ დანადგარებში ძირითადად გამოიყენება მუნიციპალური და სოფლის მეურნეობის ნარჩენები (ექსკრემენტები, მცენარეული ბიომასა). აშშ-ში 1985 წლის მონაცემებით, მეცხოველეობის ნარჩენების რაოდენობა 250 მლნ ტონას აღემატებოდა, მათი ანაერობული გადამუშავებით შესაძლებელია 120 მლრდ მ³ მეთანის წარმოება, რაც ბუნებრივ აირზე მთელი ქვეყნის მოთხოვნილების 20%-ს შეადგენს.

ბიოგაზის დანადგარებს დღეს მსოფლიოში 100-ზე მეტი საკმაოდ მსხვილი კომპანია აწარმოებს. მათი მოცულობები ვარიერებს 18 მ³-დან 1500 მ³-მდე. კონსტრუქციულად ბიოგაზის დანადგარი საკმაოდ მარტივია. იგი შედგება ორი ძირითადი ნაწილისაგან: პირველი – ჰერმეტიული, თერმორეგულირებადი ფერმენტატორი, ადჭურვილი სარეველი და ბიომასის ჩასატვირთი და გადმოსატვირთი საშუალებებით; მეორე – წარმოქმნილი ბიოგაზის დამჭერი და შესაგროვებელი სისტემა – გაზოლდერი. გათვალისწინებულია ჩასატვირთი ბიომასის შემრევი და მოსამზადებელი ჭურჭელი, და იმ ჭურჭლის მოცულობა, რომელშიც დადუღებული ბიომასა გროვდება. მიუხედავად სიმარტივისა, ამ ტექნოლოგიით ბიოგაზის მიღებას, დანადგარის სიძვირის გამო, დანახარჯების ასანაზღაურებლად სჭირდება 3-დან 10 წლამდე. სწორედ ამიტომ, აზიის ზოგიერთ ქვეყანაში (ჩინეთი, ინდოეთი, ნეპალი და სხვ.), სადაც ენერჯის უკმარისობა მკვეთრად იგრძნობა, ბიოგაზს გაცილებით უფრო მარტივად ღებულობენ; თხრიან ორმოს, რომელშიც ანაერობულ პირობებში გადაამუშავებენ ბიომასას, ხოლო წარმოქმნილ ბიოგაზს მცირე მოცულობის პრიმიტიულ დანადგარებში აგროვებენ, ან გამოსვლისთანავე ხარჯავენ. თუ რამდენად ეფექტურია ბიოგაზის წარმოების აღნიშნული მეთოდი, მიუთითებს ის გარემოება, რომ ჩინეთში ამგვარი დანადგარების რაოდენობა 50 მილიონზე მეტია და ყოველწლიურად მატულობს, ხოლო ინდოეთში რამდენიმე მილიონია. მცირე მოცულობების ბიოგაზისა და ბიოსასუქის წარმოება განსაკუთრებით მიზანშეწონილია პატარა მეურნეობის მქონე ფერმერებისათვის, “დიდ ცივილიზაციას” მოშორებულ და მიუდგომელ ადგილებში: უდაბნოში, მაღალმთიან რეგიონებში, პატარა სოფლებში და ა.შ. საქართველოში ამ

ტექნოლოგიის გამოყენებას, სამწუნაროდ, მხოლოდ ახლა ეყრება საფუძველი, მიუხედავად იმისა, რომ სწორედ ჩვენმა თანამემამულემ, პროფესორმა განანიაშვილმა, ერთ-ერთმა პირველმა ევროპაში, თითქმის 50 წლის წინათ შექმნა ბიოგაზის პირველი დანადგარი, რომელიც კრწანისის მეურნეობაში მუშაობდა.

6.4.5 ნიადაგი და მცენარე

მცენარეთა მონოკულტურები ნიადაგის მინერალურ შემადგენლობას ცვლიან, რადგან ერთი და იგივე ნივთიერებებით იკვებებიან. შექმნილი დეფიციტი სასუქებით უნდა შეივსოს. ეს კი გრუნტის წყლების დაბინძურების საფრთხეს ქმნის, რადგან მინერალური ნივთიერებები ნიადაგიდან უფრო სწრაფად ირეცხებიან ვიდრე მცენარე მათ შეთვისებას მოასწრებდეს. ზოგიერთი მცენარე, მაგალითად, შაქრის ჭარხალი, უჩვეულოდ დიდი რაოდენობის აზოტს (300 კგ/ჰა), კალიუმს (400 კგ/ჰა) და მაგნიუმს (45 კგ/ჰა) ითვისებს. სიმინდი ნიადაგიდან მნიშვნელოვანი რაოდენობით ფოსფატებს (700 კგ/ჰა ფოსფორზე გადაანგარიშებით) მოიხმარს. ნიადაგზე იგი უარყოფით გავლენას ახდენს აგრეთვე ნათესის სიხშირით (1 მ²-ზე 8-10 მცენარე).

ნიადაგზე ზემოქმედების თავისებურ ტიპთან გვაქვს საქმე წიწვოვანი ხე-მცენარეების შემთხვევაში. მათ ქვეშ ნიადაგის ფენა არასრულად იშლება, რადგან გარდაქმნის პირველადი პროდუქტები ან დამლუპველად მოქმედებენ მაკუმიფიცირებელ მიკროორგანიზმებზე, ან ძლიერ ამუხრუჭებენ მათ მოღვაწეობას. წიწვისაგან წარმოქმნილი ქვეშასაფენი პრაქტიკულად სტერილურია (მის ქვეშ ბალახიც კი არ იზრდება!). დაშლის პროცესები აქ შენელებულად და განსხვავებული გზებით ხორციელდება: წარმოიქმნება მჟავაში უხსნადი ნიადაგის ორგანული კომპონენტები – ფულვომჟავები, რომლებიც დიდი რაოდენობითაა კარბოქსილის ჯგუფები. ისინი 30% ნაწილობრივად დაშლილ ნახშირწყლებს შეიცავენ, რომლებიც მეტალოთა იონებთან კომპლექსებს წარმოქმნიან. ასეთი ჰუმუსი “ნედლის” სახელწოდებითაა ცნობილი, მჟავე კომპონენტების სიჭარბე და მეტალოთან შებოჭვის უნარი საბოლოო ჯამში იმას იწვევს, რომ “ნედლი” ჰუმუსის ქვეშ ნიადაგი თეთრდება, რადგან მისგან ხსნარს კომპლექსურად ბმული მეტალები გამოაქვს. ამგვარად იქმნება საკვები ნივთიერებებით ღარიბი

მჟავე ნიადაგები. ისინი იშვიათად გამოიყენებიან ხარისხიანი ნიადაგებისადმი მომთხოვნ მცენარეებისა და სატყეო მეურნეობებისათვის.

დიდ ზიანს აყენებს ნიადაგს ანთროპოგენური მჟავური დაბინძურება. ხანგრძლივი დროის განმავლობაში იგი მოქმედებს ნიადაგის ბუფერულ ტევადობაზე. მრავალ ნიადაგშია შენიშნული მცენარის კვებისათვის მნიშვნელოვანი იონების გამორეცხვა. ნიადაგში მოხვედრილი პროტონები ენაცვლებიან კატიონებს, რომლებიც კოლოიდურ ნაწილაკებს სორბციულად უკავშირდებიან. ამის გამო, ეს კატიონები ნიადაგის სიღრმულ ფენებში მიგრირებენ და მცენარის ფესვთა სისტემისათვის მიუწვდენელი არიან. იმ შემთხვევაშიც კი, როდესაც pH უცვლელი რჩება, ნიადაგის ნაყოფიერება მკვეთრად ქვეითდება. ნიადაგის შემჟავების პროცესის გაგრძელება შეიძლება რეგისტრირდეს მასში Fe²⁺-ისა და Mg²⁺-ის იონთა კონცენტრაციის შემცირებით.

შემჟავების შედეგად pH-ის ცვლილებამ ნიადაგის თვისებებზე შეიძლება სხვაგვარი გავლენაც მოახდინოს. მაგალითად, pH-ის დაქვეითება ისევე ზღუდავს მიკროორგანიზმების განვითარებას, როგორც ეს უმწიფარ ჰუმუსთან ნიადაგებში ხდება. ასეთ ორგანიზმებს მიეკუთვნება, კერძოდ სოკო *Mykorrhiza*, რომელიც ხელს უწყობს მცენარის ფესვებს მინერალურ ნივთიერებათა შეთვისებაში. მიკროორგანიზმთა დაშლის შესაძინევი შედეგია ნიადაგის “სუნთქვისუნარიანობის” (მეტეოროლოგიური, აორთქლების, ტრანსპირაციისა და სხვა ფაქტორთა ერთობლიობა) დარღვევა [2]. pH-ის დაბალი მნიშვნელობებისას ადვილდება ნიადაგში რკინის შემცველ კოლოიდურ ნაწილაკებთან ანიონების მიერთება, რადგან პროტონები კომპლექსებს დადებით მუხტს ანიჭებენ. ფოსფატების შემთხვევაში შესაძლებელია მათი მჟავური ნაშთების ცვლა კოლოიდური ნაწილაკების ზედაპირზე არსებულ ოქსიჯგუფებთან. ამასთან, ფოსფატური ნაშთები კავშირდებიან და მცენარის მიერ ფოსფორის შეთვისება შეუძლებელი ხდება.

ნიადაგის შემადგენლობის ყოველგვარი ცვლილება, რომელიც მის მჟავიანობას ცვლის, მცენარის ზრდა-განვითარებას თრგუნავს. ეს ეფექტი დამახასიათებელია როგორც ტყის ჯიშებისათვის, ასევე კულტურული მცენარეებისათვის.

სასოფლო-სამეურნეო კულტურათა მლაშე წყლით რწყვა ნიადაგის დამარილიანებას იწვევს. Na⁺-ის იონები ნიადაგის კოლოიდებზე იმ

შემთხვევაში სორბირდებიან, როცა ეს უკანასკნელი სრულად არ არიან შეესებული კატიონებით და ვაკანტური ადგილები გააჩნიათ, ანუ როცა ნიადაგს საკვები ნივთიერებები აკლია. შემდგომში Na^+ -ის იონები ჰიდრატულ გარსს იძენენ, რის შედეგადაც იონური რადიუსი 0,1-დან 0,24 ნმ-მდე იზრდება. ამის გამო კოლოიდური ნაწილაკები ჯირჯვდებიან და ხშირად სკდებათ. ამასთან დაკავშირებით ქვეთდება ნიადაგის ჰაერგამტარობა და ტენტევალობა.

გაზაფხულზე ნიადაგის ტემპერატურის აწევისას, მცენარის ფესვები აქტიურდებიან და თავის H^+ იონებს ნიადაგის კატიონებზე ცვლიან. ნიადაგის კოლოიდურ ნაწილაკებს, თუ ისინი Na^+ -ის იონებითაა ჩანაცვლებული, მიდრეკილება უჩნდებათ შევიდნენ ცვლის რეაქციებში. გამოთავისუფლებული Na^+ -ის იონები წყლის დისოციაციისას ტუტე რეაქციას ქმნიან. ამ დროს ილექება მცენარისათვის აუცილებელი ნივთიერებები. ამ ეფექტის შესამცირებლად მიზანშეწონილია Ca^{2+} -ისა და Mg^{2+} -ის შემცველი სასუქების გამოყენება, რომ კოლოიდურმა ნაწილაკებმა ცვლაში მონაწილე კატიონები მიიერთონ. ამ პირობებში ნიადაგში კიდევაც რომ მოხვდეს Na^+ -ის იონების შემცველი მლაშე წყალი, იგი მაინც გამოირეცხება თოვლისა და წვიმის წყლებით.

სოფლის მეურნეობის ინტენსიფიკაცია დაკავშირებულია ტყის ფართობების შემცირებასთან. ტყის ჭრა თავის მხრივ ეროზიას აძლიერებს, რაც ჰუმუსით მდიდარი ნიადაგის ფენების გადაადგილებას და მის ქვეშ მყოფი ფენების გაშიშვლებას იწვევს. ამასთან, ატმოსფერული ჟანგბადით მინერალების ჟანგვით გამოწვეული ზოგიერთი მეტალის გამოთავისუფლება ხდება. აღნიშნულ პროცესთა მასშტაბებზე მსჯელობა მხოლოდ მიახლოებით შეიძლება. თვლიან, რომ უკანასკნელი ათი წლის მანძილზე ეროზიით დაზიანდა სამჯერ მეტი ფართობი, ვიდრე მთელ გასულ საუკუნეში ეროზიას უდიდესი ზარალი მოაქვს: იკარგება საკვები ელემენტების უდიდესი რაოდენობა, 2-3 ჯერ და მეტად მცირდება სასოფლო-სამეურნეო კულტურების მოსავლიანობა, ნადგურდება ძვირადღირებული კომუნიკაციები და რაც მთავარია, იკარგება ადამიანის ყველაზე დიდი სიმდიდრე – ნიადაგი [13].

6.4.6 საქართველოს ნიადაგების ეკოლოგიურ-ქიმიური შეფასება

6.4.6.1 საქართველოს ნიადაგები

საქართველოში ნიადაგების სივრცითი განაწილება ხასიათდება ვერტიკალური ცვალებადობით. იმერეთში და აფხაზეთში ყვითელმიწა ნიადაგები გავრცელებულია 225 800 ჰა-ზე (ტერიტორიის 3,2%). სამეგრელოს სამხრეთ ნაწილში დომინირებს სუბტროპიკული ნიადაგები, 317 600 ჰა (4,5%). უნდა აღინიშნოს, რომ ქვეყნის ტერიტორიაზე ნიადაგის ცვალებადობა შეინიშნება მხოლოდ ზღვის დონიდან 1000 მეტრამდე. სიმაღლესთან დაკავშირებით ნიადაგის ტიპები ერთგვაროვანია. დასავლეთ და აღმოსავლეთ საქართველოში ზღვის დონიდან 1000-2000 მეტრ სიმაღლეზე წარმოდგენილია ყავისფერი ტყის ნიადაგები (1 172 200 ჰა).

დასავლეთ საქართველოში ზღვის დონიდან 400-1000 მ-ზე არაკიროვანი წარმოშობის კლდეები დაფარულია ტყის ყვითელი და ყავისფერი ნიადაგებით 106 000 ჰა-ზე (1,5%).

ქვეყნის დანარჩენ ტერიტორიაზე 1800-2000 მ სიმაღლეზე გავრცელებულია ტყე-მდელობი ნიადაგები, 492 000 ჰა (7,2%); 2000-3700 მ სიმაღლეზე – მთა-მდელობი ნიადაგები, 1477200 ჰა (22,1%). კიროვანი წარმოშობის კლდეებზე დომინანტურია ჰუმუს-კარბონატული ნიადაგები 317200 ჰა-ზე (4,5%)[18].

აღმოსავლეთ საქართველოში (გარდაბანი, მარნეული) 350-500 მ სიმაღლეზე წარმოდგენილია რუხი-წაბლა და რუხი-მდელობი ნიადაგები, 511400 ჰა (7,3%) ქვეყნის სამხრეთ-აღმოსავლეთ ნაწილში დომინანტურია შავი ნიადაგები, 266800 ჰა (3,7%).

ქვეყნის აღმოსავლეთით და ძირითადად ალაზნის დაბლობზე დომინირებს მარილიანი ნიადაგები, 112600 ჰა (1,6%). სამხრეთ საქართველოს მთების შუა სარტყელი დაფარულია შავმიწა ნიადაგებით, 157600 ჰა (2,2%).

კოლხეთის დაბლობზე ჭარბობს ჭაობიანი ნიადაგები, რომლებიც მოიცავენ 200600 ჰა-ს (3%). აჭარის და გურიის მთისწინეთებში ნიადაგის პრედომინანტური ტიპია წითელმიწა ნიადაგები, რომლებიც მოიცავს 130400

კა-ს (1,9%). კოლხეთის დაბლობის ზოგი უბანი ან ინტაქტურია (რაც განპირობებულია მათი რთული მისაწვდომობით), ან უმნიშვნელოდაა მოდიფიცირებული. კოლხეთის ტენიანი ნიადაგების ტერიტორიები ხასიათდება ტორფის მარაგით, მეტისმეტი ტენიანობით, მდიდარი რელიქტური და ენდემური ფლორით და ფაუნით. უხვი წყლის რესურსების მქონე მდინარეებით და ტბებით. ანთროპოგენური ზემოქმედება გამოიხატება: წყალსადენების გაყვანასა და სამრეწველო (ტორფის წარმოების) საქმიანობაში, რაც იწვევს ფიტოცენოზების გარდაქმნას. მიუხედავად ამისა, რეგიონში ჯერ კიდევ არსებობს ორიგინალური ბუნებრივი მცენარეული საზოგადოებები.

6.4.6.2 ნიადაგის ეროზია

ეროზია ნიადაგის რღვევის პროცესია, რომლის გამომწვევი შეიძლება სხვადასხვა ფაქტორი იყოს. ეროზია უარყოფითად მოქმედებს გარემოს ცალკეულ კომპონენტებზე. კერძოდ მკვეთრად იზრდება წყლის სიმღვრივე და ქვეითდება მისი ხარისხი; ამასთან, ფერდობებიდან ჩამორეცხვის გამო მდინარეებში და წყალსატევებში ჩაიტანება ნიადაგში შეტანილი სასუქები, პესტიციდები და სოფლის მეურნეობაში გამოყენებული სხვა ქიმიური პრეპარატები. ეროზირებულ მიწებზე უარესდება ფლორისა და ფაუნის სიცოცხლის პირობები, მცირდება ქიმიური ელემენტების შემცველობა.

ნიადაგის ეროზიის განვითარების ძირითადი მიზეზია ბუნებრივი საკვები სავარგულების გაძლიერებული გადახვნა და ტყეების უსისტემო ჭრა. ბოლო წლებში ტყის ინტენსიური გაკაფვა უპრეცედენტოა ქვეყნის ისტორიაში.

დასავლეთ საქართველოში წყლისმიერი ეროზია უფრო ძლიერადაა გამოხატული, ვიდრე ქარისმიერი. აღმოსავლეთ საქართველოში ქარისმიერი ეროზია ძლიერ განვითარებულია ქართლის, სამგორის ვაკეებზე, გარე კახეთის ზეგანზე და შირაქში. ფართოდაა აგრეთვე გავრცელებული ირიგაციული ეროზია, განსაკუთრებით ქვეყნის აღმოსავლეთში.

ნიადაგის ეროზიას უდიდესი ზარალი მოაქვს სოფლისა და სახალხო მეურნეობისათვის. უნდა აღინიშნოს, რომ მცხეთაში სუსტად ჩამორეცხილ ყავისფერ ნიადაგზე 0-20 სმ ფენაში ჰუმუსის რაოდენობაა 75,9 ტ/ჰა. იქვე ტყეში აღნიშნულ ნიმუშებში ჰუმუსის რაოდენობაა 94,3 ტ/ჰა-ა, ე.ი.

სუსტად ეროზირებულ სახესხვაობაში მისი მარაგი 18,4 ტ/ჰა-ით, ანუ 19,5%-ითაა შემცირებული [13].

სამშუალოდ ეროზირებულ ნაკვეთებზე ნიადაგის ჰუმუსის შემცველობა სახნავ ფენაში 48,3 ტ/ჰა-ს შეადგენს, რაც 27,6 ტ/ჰა, ანუ 36,4%-ით ნაკლებია სუსტად ეროზირებულ სახესხვაობასთან შედარებით. მნიშვნელოვნადაა შემცირებული საერთო აზოტისა (26,4%-ით) და ფოსფორის (17,7%-ით) შემცველობაც. განსაკუთრებით დიდი რაოდენობით მცირდება ჰუმუსი და ძირითადი საკვები ელემენტები ძლიერ ჩამორეცხილ სახესხვაობაზე. კერძოდ, ჰუმუსის შემცველობა (მცხეთა, წეროვანი) 34,5 ტ/ჰა-ს შეადგენს, რაც 41,4 ტ/ჰა, ანუ 54,4%-ით ნაკლებია სუსტად ჩამორეცხილ სახესხვაობასთან შედარებით. უნდა აღინიშნოს წყლისმიერი ეროზიის გავლენით საკვები ელემენტების ყოველწლიური დანაკარგი. ცხრილი 2 თვალნათლივ გვიჩვენებს, რომ კალიუმის მარაგი 0-20 სმ ფენაში როგორც სუსტად, ისე ძლიერ ჩამორეცხილ სახესხვაობაში ერთნაირია, მაგრამ ეს სრულებით არ ნიშნავს, რომ კალიუმი არ იკარგება. იგი გაცილებით მეტი რაოდენობით იკარგება, ვიდრე აზოტი და ფოსფორი.

ცხრილი 2.

ჰუმუსისა და საკვები ელემენტების ყოველწლიური დანაკარგი სხვადასხვა ხარისხით ჩამორეცხილ ყავისფერ ნიადაგებზე (წეროვანი)

ნიადაგის ეროზიულობის ხარისხი	საერთო კვ/ჰა			
	ჰუმუსი	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
სუსტი	129,7	9,0	5,9	51,1
სამშუალი	233,9	18,9	13,4	111,4
ძლიერი	280,8	22,5	20,6	243,4

6.4.6.3 ნიადაგის დაბინძურება

ნიადაგების ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასებისათვის დიდი მნიშვნელობა აქვს მათში ტოქსიკური ელემენტების განაწილების შესწავლას. დღესდღეობით ითვლება, რომ ნიადაგის ძირითადი დამბინძურებლებია მძიმე მეტალები (კობალტი, მანგანუმი, სპილენძი, მოლიბდენი, ნიკელი, ტყვია, თუთია, კალა, ბრომი).

ჩვენი დედაქალაქის მიდამოებში ლითონებით გამდიდრებული ნიადაგი

იოლად გადასცემს მათ გრუნტის წყლებს, რომელთა განლაგების სიღრმე თბილისის დასახლებული ტერიტორიის მრავალ უბანზე მცირეა (2 მ-მდე). ამდენად, ისინი უშუალო შეხებაში იმყოფებიან სიძველისაგან ამორტიზებულ სასმელი წყლის მილებთან.

1995 წ. შესწავლილ იქნა თბილისის ნიადაგების 24 ნიმუში. მათში ხდებოდა 10 ქიმიური ელემენტის (ლითიუმი, სპილენძი, თუთია, სტრონციუმი, კადმიუმი, ტყვია, მანგანუმი, რკინა, კობალტი და ნიკელი), ე.წ. მიკროკომპონენტების განსაზღვრა. უნდა აღინიშნოს, რომ სამი ელემენტისათვის (ლითიუმი, კადმიუმი და კობალტი) საშუალო ფაქტობრივი შემცველობა ზღპ-ზე მეტი აღმოჩნდა. დანარჩენი ელემენტებისათვის კი ზღპ-ს მაჩვენებელს ვერ აღწევს. მიკროელემენტების შემცველობა ექსტრემალურად მაღალი აღმოჩნდა მუხიანის ბაზრობის ტერიტორიაზე [19].

ქუთაისის მიმდებარე რაიონები ტოქსიკური ლითონების შემცველობის თვალსაზრისით (შედარებულია ზღპ-ს) "საშუალოდ დაბინძურებული ნიადაგებადაა" შეფასებული. გაცილებით ფართო ზოლში, დაწვებული ლანჩხუთიდან (დასავლეთით) და დამთავრებული თერჯოლით (აღმოსავლეთით), გავრცელებული ნიადაგები უნდა მივაკუთვნოთ "ძლიერ დაბინძურებული ნიადაგების" კატეგორიას. დანარჩენ რეგიონებზე მიკროკომპონენტების (ნიკელი, კობალტი, მანგანუმი, სტრონციუმი და კადმიუმი) შემცველობა 1-2 ზღპ-ს ფარგლებში მერყეობს, ხოლო ცალკეულ უბნებზე (უმთავრესად მდინარე ცხენისწყლისა და აბაშის ხეობების ფარგლებში) ამ მხრივ ხელსაყრელი სიტუაციაა ($C < 1$ ზღპ-ზე) [20].

ჩვენი ქვეყნის ერთერთ საჭირობო პრობლემას წარმოადგენს ძველი ნავთობსადენის (სამგორი-ბათუმი) შემდგომი ბედი. ახალი მილგაყვანილობა ძველის პარალელურად დაახლოებით სამი მეტრის დაცილებით გადის. ძველი მილები ხელუხლებელი რჩება, რაც ეკოლოგიურ საფრთხეს ქმნის, რამდენადაც დროთა განმავლობაში კოროზიის შედეგად გარდაუვალია ნიადაგში მანე ტოქსიკური ნივთიერებების გაჟონვა. ასეთ პრეცედენტს საქართველოში უკვე აქვს ადგილი [21]. 1981 წლიდან უმოკმდო ძველმა 200 მმ-იანმა მილგაყვანილობამ სერიოზული ეკოლოგიური პრობლემები შექმნა აჭარაში. მიუხედავად იმისა, რომ ნავთობსადენებთან დაკავშირებულ ხელშეკრულებებში ხაზგასმითაა აღნიშნული მხარეთა პასუხისმგებლობები ეკოლოგიურ უსაფრთხოებაზე, ძველი მაგისტრალის (სამგორი-ბათუმი) ბედი დღესაც გადაუწყვეტელია.

ლიტერატურა:

1. Нерпин С.В., Чудновский А.Ф Физика почвы. М., Наука, 1967.
2. ი. გაფრინდაშვილი, კ. გორდეზიანი, მ. გორდეზიანი, სინათლე, სიბო, ნიადაგი, მცენარე. თბილისი, "საბჭოთა საქართველო", 1969.
3. Пейве Я.В. Биохимия почв. М., Гос.изд. с/х лит. 1961
4. Brady N.C., The Nature and Properties of Soils, MacMillan Publishing Co, New York, 1974.
5. Bollag I.M., Loll M.J. Incorporation of Xenobiotics into Soil Humus, Experientia, 39, 1221-1231, 1983.
6. Klein W., Scheunert J. Bound Pesticide Residues in Soil, Plants and Food with Particular Emphasis on the Application of Nuclear Techniques, in Agrochemicals: Fate in Food and the Environment, International Atomic Energy, WWien, 1982.
7. Корте Ф., Бахадир М., Клайн В., Лай Я.П. Парлар Г., Шойнерт И. Экологическая химия. М., Мир, 1996.
8. Hsu T.S., Bartha R. Hydrolyzable and non-hydrolyzable 3,4-Dichloraniline-humus complexes and their respective rates of biodegradation, J.Agric. Food. Chem. 24, 118-122, 1976.
9. გ. გეგენავა. მცენარეთა ქიმიური დაცვა. თბილისი, "განათლება". 1982.
10. გ. გეგენავა, დ. უგრეხელიძე. მცენარეთა ქიმიური დაცვის საფუძვლები. თბილისი, "განათლება". 1991.
11. Фелленберг Г. Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию. М., Мир, 1997.
12. Разложение гербицидов. под ред. Керни П., Кауфман Д. М., Мир, 1971.
13. ო. ზარდალიშვილი, თ. ურუშაძე. სასუქების გამოყენება და გარემო. თბილისი, "საქართველო", 1992.
14. Новиков Г.В., Дубаров А.Я. Санитарная охрана окружающей среды современного города. М., Медицина, 1978.
15. Немыря В.И., Владовец В.В., Охрана окружающей среды от выбросов предприятий микробиологической промышленности. М., Медицина, 1979.
16. Найштейн С.Я. Циркуляция химических веществ в

- окружающей среде и здоровье населения. М., ВНИИТМИ, 1977.
17. Гигиена свиноводческих комплексов на промышленной основе. Штинца, Кишинев, 1982.
 18. Partial List of Environmental NGOs in Georgia. Georgian Geoinformation Center "G-info", 1997.
 19. უ. ზვიადაძე, ზ. ჩანტლაძე, ბ. ზაუტაშვილი, ი. ლომინაძე. ანთროპოგენური ფაქტორების ზემოქმედება თბილისის ნიადაგებში ტოქსიკური ლითონების განაწილებაზე. მეცნიერება და ტექნიკა, 7-9, 85-88, 1998.
 20. უ. ზვიადაძე, ი. ლომინაძე, ნ. ლაბაზიშვილი ქ. ჯვირანაშვილი. მძიმე ტოქსიკური ლითონების შემცველობის მხრივ ნიადაგების ეკოგეოქიმიური მდგომარეობის შესწავლა საკითხისათვის (ქუთაისის ზონაში გავრცელებული ნიადაგების მაგალითზე). საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტის შრომები, 8(401), 69-78, 1993.
 21. Нефть и газ. Аналитический Журнал, №1, 1998.

თავი 7 ტოქსიკანტები და ორგანიზმი (ეკოტოქსიკოლოგიის ელემენტები)

7.1 ქიმიური ტოქსიკანტების მოხვედრის გზები ორგანიზმში

ძნელია წარმოვიდგინოთ დღეს ადამიანის მოღვაწეობის ისეთი სფერო, რომელიც დაკავშირებული არ იყოს ორგანიზმზე ქიმიური ნივთიერებების ზემოქმედებასთან. მათი რიცხვი ათეულ ათასობითაა და გამუდმებით იზრდება. მათ შორის არის უამრავი ქსენობიოტიკ-შხამქიმიკატი (ჰერბიციდები, ფუნგიციდები, ინსექტიციდები), საყოფაცხოვრებო დანიშნულების პრეპარატი (საღებავები, ლაქები, გამსხნელები, სინთეზური გამრეცხი საშუალებები), სამკურნალო წამლო და კოსმეტიკური საშუალება, საკვებ პროდუქტებში გამოყენებული დანამატი და მრავალი სხვა. არანაკლები მნიშვნელობა აქვს მცენარეული წარმოშობის ბიოლოგიურად აქტიურ ნივთიერებებს (ალკალოიდებს, გლიკოზიდებს, ორგანულ მჟავებს), რომელთა უმრავლესობა მცენარის გამოშრობით, ხანგრძლივი შენახვით და თერმული დამუშავებით ცვლილებებს არ განიცდის. ტოქსიკანტების კიდევ ერთ დიდ ჯგუფს წარმოადგენს მიკროორგანიზმთა ცხოველმოქმედების პროდუქტები, რომლებიც თავისი ბიოლოგიური მოქმედებით აჭარბებენ კიდევ ყველაზე მაღალტოქსიკურ სინთეზურ ნივთიერებებს [1].

ეკოტოქსიკოლოგები ამჟამად საფუძვლიან შემოთვალავენ გამოთქვავენ იმის გამო, რომ ქიმიური მრეწველობის სწრაფი განვითარება, ქიმიური ტექნოლოგიების დანერგვა სახალხო მეურნეობისა და საყოფაცხოვრებო სფეროს მრავალ დარგში, მოსახლეობის ჯანმრთელობის საერთო გაუარესებასთანა დაკავშირებული [2].

სპეციფიკური ქიმიური ნივთიერებები გარემოში სხვადასხვა გზით ხვდებიან. მიუხედავად ამისა, ისინი იმავე კანონზომიერებებს ემორჩილებიან, რომლებიც ბუნებაში ნივთიერებათა წრებრუნვის პროცესებს არეგულირებენ. ცნობილია გარემოში ქიმიური ტოქსიკანტების მიგრაციის ზოგადი სქემა, რომელიც საშუალებას გვაძლევს თვალი გავადევნოთ მათ შემდგომ დაგროვებას და დაშლას. ჰაერში, წყალში ან ნიადაგში მოხვედრილი მდგრადი ქიმიური ნაერთები ეკოლოგიური რგოლებით ერთი ჯაჭვიდან მეორეში ხვდებიან, ვიდრე საბოლოოდ ადამიანის ორგანიზმში არ შეაღწევენ.

ქიმიურ ნივთიერებათა ცირკულაცია მთლიანი გარემოს დაბინძურებას იწვევს და ადამიანზე არასასურველი ზემოქმედების მიზეზი ხდება. ქიმიური დაბინძურების ცირკულაციის კანონზომიერებები მთელ რიგ შემთხვევებში განსაზღვრავს გარემოს დაცვის ღონისძიებათა სტრატეგიასაც და ტაქტიკასაც [3].

ქიმიური სტაბილურობის მიხედვით ზოგიერთი ტოქსიკანტი ნახშირბადის წრებრუნვის მთლიან, ზოგი კი ნაწილობრივ ციკლს ასრულებს, ხოლო უმდგრადი ტოქსიკანტები ერთი გარემოდან მეორეში არ მიგრირებენ. ამასთან დაკავშირებით არჩევენ დამბინძურებლების ცირკულაციის რამდენიმე პრინციპულად განსხვავებულ სახეს:

- ნივთიერების გავრცელებას მხოლოდ ერთ გარემოში
- ერთი გარემოდან მეორეში ტრანსლოკაციას (გადატანას)
- ბიოცენოზში ჩართვას და კვებითი ჯაჭვით ადამიანის ორგანიზმში კუმულაციას (იხ.7.2).

ქიმიურ ტოქსიკანტთა მიერ წრებრუნვის შესრულების პროცესში, განზავებისა და ბუნებრივი დეტოქსიკაციის შედეგად, მათი კონცენტრაციები ქვეითდება. დაბინძურების წყაროდან გარემოში ტოქსიკანტთა მუდმივი ნაკადი რომ შეწყდეს, გარკვეული დროის შემდეგ გარემოს ყველა ეკოლოგიური ობიექტის სრული თვითგაწმენდა მოხდებოდა. იმის გამო, რომ რეალურად ეს არასოდეს არ ხდება, წრებრუნვის ობიექტებში (განსაკუთრებით ნიადაგში, ცირკულაციის უძირითადეს რგოლში), მრავალი ქიმიური ელემენტი და ნაერთი გროვდება. მდგრადი ქიმიური დამბინძურებლების ცირკულაცია წამყვანი ფაქტორია ადამიანის ორგანიზმში მათ შესაღწევად.

ბიოლოგიურ დამბინძურებლებში ასევე იგულისხმება ადამიანისათვის პათოგენური მიკროორგანიზმები, ვირუსები, უმარტივესები, პლემინტები და სხვ. ქიმიური დამბინძურებლებისაგან განსხვავებით, ისინი გარემოში ადამიანისა და ცხოველთა გამონაყოფებიდან ხვდებიან. გამონაკლისს წარმოადგენს ბუნებრივ-კეროვანი ინფექციების გამომწვევები, მაგალითად არბოვირუსები, რომლებიც ბუნებაში ადამიანის ორგანიზმისაგან დამოუკიდებლად ცირკულირებენ.

გარემოს ეკოლოგიური ობიექტები ძირითად ფაქტორებს წარმოადგენს მხოლოდ ზოგიერთი ინფექციური და პარაზიტოზური დაავადების გადაცემაში, რომელთა გამომწვევებს ადამიანის ორგანიზმის

გარეშე, საკმაოდ ხანგრძლივად შეუძლიათ არსებობა. ესენია: ციმბირის წყლულის, ტეტანუსის, ბოტულიზმის, ტუბერკულოზის, ბრუცელოზის, მუცლისა და პარატიფის, ბაქტერიული და ამებური დიზენტერიის, ქოლერის, ინფექციური ჰეპატიტის, პოლიომიელიტის, გეოჰელმინტოზისა და ზოგიერთი სხვა დაავადებების გამომწვევები [4].

გარემოში ბიოლოგიური ბუნების პათოგენური აგენტების ცირკულაცია მათი აქტიური ფორმით არსებობის ვადებით განისაზღვრება. მათგან ყველაზე მდგრადები შეიძლება მოხვდეს ნიადაგიდან მიწისქვეშა ან ზედაპირულ წყლებში, და შესაბამისად, მცენარეში და კვების პროდუქტებში.

ეკონომიკური დანაკარგებისა და მოსახლეობის ჯანმრთელობის დაცვის თვალსაზრისით, ქიმიური და ბიოლოგიური აგენტების ტრანსლოკაციას, ცირკულაციას და საბოლოო ჯამში, გარემოს დაბინძურებას, მრავალმხრივი უარყოფითი შედეგები მოაქვს. ეს ბიოსფეროს დაბინძურების ყველაზე არასასურველი და თვალსაჩინო ზარალია, რომელიც, სამწუხაროდ, ჯერ კიდევ არასათანადოდ ფასდება. საქმე იმაშია, რომ ორგანიზმის სიცოცხლეში მასზე მოქმედ სოციალურ-ეკონომიკურ, საწარმოო და საყოფაცხოვრებო ფაქტორების კომპლექსს, ამ შემთხვევაში ეკოლოგიური ფაქტორებიც ემატება. ამიტომ უადრესად რთულია გამოიყოს და განისაზღვროს გარემოს დაბინძურების ის კონკრეტული სახე, რომელიც უფრო მეტ ზიანს აყენებს ადამიანს.

7.2 ტოქსიკანტთა დოზები და ორგანიზმზე მათი მოქმედების ეფექტები

ორგანიზმზე ერთი და იგივე ნივთიერების განსხვავებული კონცენტრაცია-ციებით ზემოქმედება არაერთგვაროვან ეფექტს იწვევს. ამის მიხედვით არჩევენ:

- ტოქსიკანტის მინიმალურად მოქმედ ან ზღვრულ დოზას (კონცენტრაციას). იგი ნიშნავს მის უმცირეს რაოდენობას, რომელიც ცხოველმყოფელობის შესაძინევ, მაგრამ შექცევად ცვლილებებს იწვევს
- ტოქსიკანტის შედარებით დიდ დოზას, რომელიც მკვეთრად გამოხატული მოწამვლით (ორგანიზმში პათოლოგიური ძვრებით), მაგრამ არა ლეტალური შედეგით ხასიათდება, რაც უფრო ძლიერია ტოქსიკანტის მოქმედების ეფექტი, მით უფრო ახლოსაა ერთმანეთთან მისი

მინიმალურად მოქმედი და მინიმალურად ტოქსიკური დოზები

- ლეტალურ დოზას, რომელიც მკურნალობის გარეშე ადამიანის (ცხოველის) სიკვდილით მთავრდება [5]. იგი დგინდება ცხოველებზე ჩატარებული ცდებით.

ექსპერიმენტულ ტოქსიკოლოგიაში ხშირად იყენებენ ტოქსიკანტის საშუალო ლეტალური დოზის ან კონცენტრაციის (DL_{50} და CL_{50}) ცნებებს, რომელთა გაუღენითაც საცდელი ცხოველების 50% იღუპება. 100%-იანი სიკვდილიანობისას მსჯელობენ აბსოლუტურ ლეტალურ დოზაზე ან კონცენტრაციაზე (DL_{100} და CL_{100}). ტოქსიკურობის (შხამიანობის) ცნებაში იგულისხმება სიცოცხლესთან ტოქსიკანტის შეუთავსებლობის ზომა და იგი ისაზღვრება როგორც $DL_{50}(CL_{50})$ -ის შებრუნებული სიდიდე, ე.ი. $1/ DL_{50}(1/CL_{50})$.

არსებობს ქიმიური ნაერთების ტოქსიკურობის რაოდენობრივი შეფასების შედარებით ზუსტი მიდგომებიც მაგალითად, სუნთქვის გზების გავლით ზემოქმედებისას, ნივთიერების ტოქსიკურობის ხარისხს (T) ჰაბერის ე.წ. მოდიფიცირებული ფორმულით ახასიათებენ:

$$T = \frac{c \cdot v \cdot t}{g}$$

სადაც c არის ჰაერში ტოქსიკანტის კონცენტრაცია (მგ/ლ), t – მოქმედების დრო (წთ), v – ფილტვების სავენტილაციო მოცულობა (ლ/წთ), ხოლო g – სხეულის მასა (კგ).

ორგანიზმში ტოქსიკანტის სხვადასხვა გზით მოხვედრისას მოწამელის ერთნაირი ეფექტი მის განსხვავებულ კონცენტრაციებზე მიიღება.

პარენტერალურთან შედარებით (ე.ი. საჭმლის მომნელებელი ტრაქტის გარეშე) შხამის პერორალური მიღებისას (პირის ღრუდან მოხვედრისას), ტოქსიკურობის უფრო დაბალი ეფექტი იმის მაჩვენებელია, რომ ტოქსიკანტის მნიშვნელოვანი ნაწილი საჭმლის მომნელებელ სისტემაში იშლება.

ერთი და იგივე შხამის განმეორებითი ზემოქმედებისას კუმულაციის, სენსიბილიზაციის და შეგუების მოვლენათა განვითარების შედეგად მოწამელის მიმდინარეობა შეიძლება შეიცვალოს. კუმულაციაში იგულისხმება ორგანიზმში ტოქსიკური ნივთიერების დაგროვება (მატერიალური

კუმულაცია). ან მათი მოქმედებით გამოწვეული ეფექტები (ფუნქციური კუმულაცია). გასაგებია, რომ კუმულაციას ის ნივთიერება განიცდის, რომელიც ორგანიზმს შენელებულად სტოვებს, ან შენელებულად ხდება მისი გაუვნებლობა. ამასთან, ჯამურად მოქმედი დოზა ძლიერ სწრაფად იზრდება. რაც შეეხება ფუნქციურ კუმულაციას, იგი შეიძლება მძიმე მოშლილობებით გამოიხატოს, მაშინაც კი, როცა შხამი ორგანიზმში დიდხანს არ ჩერდება. ასეთ მოვლენას ადგილი აქვს, მაგალითად, ალკოჰოლით მოწამვლისას. შხამიან ნივთიერებათა კუმულაციური თვისებების გამოძღვანების ხარისხი ფასდება კუმულაციის კოეფიციენტით (k), რომელიც ცხოველებზე ჩატარებული ექსპერიმენტებით დგინდება:

$$k = \frac{a \cdot b}{c}$$

სადაც a – ცხოველში განმეორებით შეღწეული შხამის რაოდენობა და 0,1-0,05 DL_{50} -ს შეესაბამება, b – შესული (a) დოზების რაოდენობა, ხოლო c – ერთჯერადად მოხვედრილი დოზა.

კუმულაციის კოეფიციენტების მნიშვნელობების მიხედვით, ტოქსიკურ ნივთიერებებს ოთხ ჯგუფად ყოფენ [6]:

1. მკვეთრად გამოხატული კუმულაციით ($k < 1$)
2. გამოხატული კუმულაციით (k 1-დან 3-მდე)
3. ზომიერი კუმულაციით (k 3-დან 5-მდე)
4. სუსტად გამოხატული კუმულაციით ($k > 5$).

სენსიბილიზაცია ორგანიზმის ისეთი მდგომარეობაა, რომლის დროსაც ნივთიერების განმეორებითი შეღწევა პირველთან შედარებით მეტ ეფექტს იძლევა. ამ მოვლენის ბიოლოგიურ არსზე ჯერჯერობით არ არსებობს ერთიანი შეხედულება. ექსპერიმენტულ მონაცემებზე დაყრდნობით გამოთქმულია ვარაუდი, რომ სენსიბილიზაციის ეფექტი დაკავშირებულია შხამის გავლენით ორგანიზმში შეცვლილი, და ამდენად, გაუცხოებული ცილების წარმოქმნასთან. ეს უკანასკნელი ანტისხეულების ფორმირებას აინიცირებენ. როგორც ჩანს, ტოქსიკანტის განმეორებითი ზემოქმედებისას ანტისხეულებთან (ან შეცვლილ ცილოვანი რეცეპტორების სტუქტურებთან) შხამის შემდგომი რეაქცია ორგანიზმის მხრიდან შეცვლილ და არაბუნებრივ საპასუხო რეაქციას იწვევს.

ორგანიზმზე შხამის განმეორებითმა ზემოქმედებამ შეიძლება მოგვცეს უკუმოვლენაც – ეფექტის შესუსტება შეწვევის, ანუ ტოლერანტობის სახით. მისი მექანიზმები არაცალსახაა. მაგალითად, ცნობილია, რომ დარიშხანის ანჰიდრიდის მიმართ შეგუება განპირობებულია იმით, რომ იგი იწვევს ლორწოვანი გარსის ანთებას და ამის შედეგად მცირდება შხამის შეწოვის უნარი [7]. ორგანიზმში დარიშხანის პრეპარატების პარენტრალურად შეყვანისას, ტოლერანტობა არ შეინიშნება. ხშირად ტოლერანტობის მიზეზი იმ ფერმენტულ სისტემათა მოქმედების სტიმულაცია ან ინდუქციაა, რომლებიც მოცემული შხამის დეტოქსიკაციას ახორციელებენ.

ბადამიანის ორგანიზმში შხამები შეიძლება მოხვდეს სასუნთი გზებიდან, საჭმლის მომწელებელი ტრაქტიდან და კანიდან. ფილტვის ალვეოლების დიდი ზედაპირი (80-90 მ²), უზრუნველყოფს მათ ინტენსიურ შეწოვასა და მოქმედების სისწრაფეს. ამ დროს, უპირველეს ყოვლისა, ცხიმში ხსნადი (ლიპოფილური) ტოქსიკანტები შეიწოვება ალვეოლარულ-კაპილარულ მემბრანაში დიფუნდირების შედეგად. შხამები უმოკლესი გზით ჯერ სისხლის მიმოქცევის მცირე წრეში, ხოლო შემდგომ, ლეიძლისა და გულის გავლით, დიდი წრის სისხლძარღვებში ხვდება.

მოწამლულ საკვებში ან წყალში არსებული, ან “სუფთა” მდგომარეობაში მყოფი ტოქსიკური ნივთიერებები სისხლში შეიწოვება პირის ღრუს, კუჭისა და ნაწლავების ლორწოვანი გარსებიდან. მათი უმეტესი ნაწილი სისხლში ხვდება ეპითელიური უჯრედებიდან მარტივი დიფუზიით. განვლადობის მნიშვნელოვანი ფაქტორი მათი ცხიმში ხსნადობა, ანუ შეწოვის ადვილზე ლიპიდურ და წყლოვან ფაზებს შორის განაწილებაა. არანაკლებ როლს ასრულებს წყლის დისოციაციის ხარისხი.

ცხიმში უხსნადი უცხო ნივთიერებები ძირითადად კუჭისა და ნაწლავების ლორწოვანი გარსის მემბრანათშორისი სივრცითა და ფორებით გადაიტანება. მიუხედავად იმისა, რომ ფორები მთლიანი მემბრანის ფართობის მხოლოდ 0,2%-ს შეადგენს, ისინი მაინც მრავალი წყალში ხსნადი (ჰიდროფილური) ნაერთის შეწოვას უზრუნველყოფენ [8].

დაუზიანებელ კანში შხამების შეწოვის სიჩქარე ლიპიდებში ხსნადობის პირდაპირპროპორციულია, ხოლო სისხლში შემდგომი გადასვლა დამოკიდებულია წყალში მათი ხსნადობის უნართან. ეს კანონზომიერება საერთოა როგორც თხევადი და მყარი ნივთიერებებისათვის, ასევე აირებისათვის. ეს უკანასკნელი კანში ისე დიფუნდირებენ, როგორც ინერტულ მემბრანაში. ამგვარად ლახავენ კანის ბარიერს HCN, CO₂, CO.

H₂S და სხვა აირები. აქვე უნდა შევნიშნოთ, რომ კანში მძიმე მეტალების გასვლას აადვილებს კანის ცხიმოვან მჟავებთან მათი ურთიერთქმედება მარილების წარმოქმნით.

სისხლში მოხვედრილი შხამები, ამა თუ იმ ორგანოში ან ქსოვილში გადასვლამდე, მთელ რიგ შიდაუჯრედულ და მემბრანულ ბარიერებს გადიან. მათგან მნიშვნელოვანია ჰემატოენციფალური და პლაცენტარული ბიოლოგიური სტრუქტურები, რომლებიც ერთი მხრივ, სისხლის ნაკადისა და მეორე მხრივ, ცენტრალური ნერვული სისტემის და ნაყოფის საზღვარზე იმყოფებიან. ამის გამო, შხამებისა და წამლების მოქმედების შედეგი იმაზე დამოკიდებული, თუ რამდენად გააჩნიათ მათ ამ ბარიერების დაძლევის უნარი. მაგალითად, ნივთიერებები (სპირტები, ნარკოტიკული საშუალებანი, მრავალი სულფანილამიდური პრეპარატი), რომლებიც ცხიმში იხსნებიან და ლიპოპროტეიდულ მემბრანებში სწრაფად დიფუნდირებენ, საკმაოდ ადვილად აღწევენ თავისა და ზურგის ტვინს, შედარებით ადვილად ხვდებიან პლაცენტადან ნაყოფის სისხლში. უნდა აღინიშნოს ხშირი შემთხვევები, როცა ნარკომანი დღისაგან შობილ ბავშვს ნარკოტიკების მიმართ შეგუების ნიშნები გააჩნია.

ორგანიზმში მოხვედრილი შხამები, ისევე როგორც სხვა დანარჩენი ქსენობიოტიკები, მრავალფეროვან ბიოქიმიურ გარდაქმნებს განიცდიან. მათი საერთო სახელწოდებაა ბიოტრანსფორმაცია. პროცესის შედეგად მთელ რიგ შემთხვევებში ნაკლებტოქსიკური ნივთიერებები წარმოიქმნება, ე.ი. ხდება ქსენობიოტიკის გაუვნებლობა – დეტოქსიკაცია. ცნობილია არაერთი შემთხვევა, როდესაც შხამების ტოქსიკურობა მათი სტრუქტურის ცვლილებების გამო პირიქით, ძლიერდება. შხამის გარკვეული რაოდენობა ამ დროს შეიძლება ორგანიზმიდან გამოიყოს, ან მის ცილებსა და სხვა ენდოგენურ ნაერთებს დაუკავშირდეს და ქსოვილებზე დაფიქსირდეს. წარმოქმნილი “შხამი-ცილის” ან სხვა ნაერთის კომპლექსის სიმტკიცის მიხედვით, ტოქსიკანტის მოქმედება შეიძლება საერთოდ გაქრეს, ან პირიქით გაძლიერდეს.

ბიოტრანსფორმაციის პროცესების შესწავლა აადვილებს ტოქსიკოლოგიის პრაქტიკული საკითხების გადაჭრას; კერძოდ, შხამების დეტოქსიკაციის მოლეკულური არსის შეცნობას, საშუალებას იძლევა შევასდეს ორგანიზმის დამცველი მექანიზმები და მათ საფუძველზე დაისახოს ტოქსიკურ პროცესებზე ზემოქმედების მიზანმიმართული გზები. ამასთან დაკავშირებით, აუცილებლად გასათვალისწინებელია ადამიანისა და

ცხოველის იმ შინაგანი ფაქტორების თავისებურებანი, რომლებიც მოწამვლის აღძვრას, მიმდინარეობასა და შედეგებს განსაზღვრავს. აქ, უპირველეს ყოვლისა, წინა პლანზე გამოდის შემდეგი ფაქტორები:

- სახეობრივი განსხვავებები. მაგალითად, ბოცვრები და ძაღლები ადამიანისათვის ატროპინის სასიკვდილო დოზის 100-ჯერ მეტი რაოდენობის მიმართ აბსოლუტურ მდგრადობას ამჟღავნებენ. მეორე მხრივ, არსებობს შხამები, რომლებიც ცხოველებზე უფრო ძლიერ ზემოქმედებას ავლენენ, ვიდრე ადამიანზე (ციანმჟავა, ნახშირბადის მონოქსიდი და სხვ.). საერთოდ, ადამიანი სხვა თბილსისხლიან ცხოველებთან შედარებით ტოქსიკანტების მიმართ გაცილებით მგრძობიარეა. ნაჩვენებია, რომ ზღვის გოჭებისა და ბოცვრებისაგან განსხვავებით ვერცხლის ნაერთები ადამიანზე 5-ჯერ, ხოლო ვირთხებისაგან განსხვავებით 25-ჯერ მეტ ტოქსიკურობას ავლენენ. მსგავსი შედეგებია მიღებული მუსკარინის, ჰერონის, ატროპინისა და მორფინის შემთხვევაშიც [9].
- სქესის თავისებურებები – გარკვეულად განსაზღვრავენ ინტოქსიკაციის განსხვავებულ მიმდინარეობას. უამრავი ექსპერიმენტული და კლინიკური დაკვირვებების მიუხედავად, არაა ჩამოყალიბებული ერთიანი შეხედულება იმის შესახებ, რომ შხამების მიმართ სქესობრივ მგრძობიარობას რაიმე ზოგადი კანონზომიერებები გააჩნდეს. შეჩნეულია, გარემოს სხვადასხვა მავნე ქიმიური ზემოქმედების მიმართ მდედრობითი ორგანიზმის მომეტებული მდგრადობა [10]. ნაჩვენებია აგრეთვე, რომ თუ მდედრი ცხოველები შედარებით გამძლეა ნახშირბადის მონოქსიდის, ვერცხლისწყლის, ტყვიის, ნარკოტიკული და ძილისმომგვრელი ნივთიერებების მიმართ, მამრები უფრო მეტ გამძლეობას ამჟღავნებენ ფოსფორ- და დარიშხანორგანული ნაერთების, ნიკოტინისა და სტრიქინინის მიმართ. შხამებისადმი სხვადასხვა სქესის წარმომადგენელთა ასეთ თავისებურ მგრძობიარობას, როგორც ჩანს განაპირობებს სასქესო ჰორმონების ბიოლოგიური სპეციფიკა და მათი როლი ორგანიზმის დეტოქსიკაციური უნარის ფორმირებაში. გასათვალისწინებელია აგრეთვე, ქსენობიოტიკების ბიოტრანსფორმაციის რეაქციათა განსხვავებული სიჩქარე სხვადასხვა სქესის წარმომადგენელთა ღვიძლში. ამის გამო, ხშირ შემთხვევებში უფრო ტოქსიკური ინტერმედიატები წარმოიქმნება, რომლებიც საბოლოო ჯამში მომწამვლელი ეფექტის აღძვრასა და ძალას განსაზღვრავენ.
- ასაკობრივი ფაქტორის შესწავლა გვიჩვენებს ზრდასრულ ადამიანებთან

შედარებით შხამებისადმი ბავშვების გაცილებით მაღალ მგრძობიარობას. მას ბავშვის ორგანიზმის ნერვულ-ენდოკრინული სისტემის, ფილტვების ვენტილაციის, საჭმლის მომწელებელი ტრაქტის შეწოვისუნარიანობისა და ბარიერული სტრუქტურების განვლადობის თავისებურებებს უკავშირებენ. მიუხედავად ამისა, მაინც მნიშვნელოვან როლს უნდა ასრულებდეს ღვიძლში არსებული დეტოქსიკაციაში მონაწილე მონოოქსიგენაზური ფერმენტული სისტემა, რომელიც ინდუქციური ბუნებისაა და რომელიც ახალშობილ ბავშვებს შედარებით მოგვიანებით უყალიბდებათ. ამის სასარგებლოდ მეტყველებს ბავშვის უადრესად მაღალი მგრძობიარეობა ისეთი შხამების მიმართ, როგორცაა ნიკოტინი, ალკოჰოლი, ტყვია, გოგირდწყალბადი, სტრიქინი, ალკალიდები და სხვა ძლიერმოქმედი წამლები, რომლებიც ძირითადად ღვიძლში დეტოქსიცირდებიან.

ორგანიზმში სხვადასხვა დაავადება შეიძლება ჩამოყალიბდეს მომწამვლელი ნივთიერებების ზემოქმედებიდან. ხანგრძლივი დროის ვასკლის შემდეგ. ასე მაგალითად, გულსისხლძარღვთა დაავადებების, კერძოდ, ათეროსკლეროზის განვითარებაში, დიდ მნიშვნელობას ანიჭებენ გოგირდწყალბადს, ტყვიას, ნახშირბადის მონოქსიდს და ფტორიდებს. განსაკუთრებით სახიფათოდ მიიჩნევენ ბლასტომოგენური (სიმსივნეების გამომწვევი) ეფექტის მქონე ნივთიერებებს, რომლებიც სამრეწველო ობიექტების ჰაერში, წყალსატევებში, ნიადაგში, კვების პროდუქტებსა და მცენარეებში გვხვდება. მათ მიეკუთვნება პოლიციკლური არომატული ნახშირწყალბადები, აზონაერთები, არომატული ამინები, ნიტროზოამინები, ზოგიერთი მეტალი, დარიშხანის ნაერთები და სხვ. იმ ადამიანებში, რომლებიც სპილენძის, ტყვიისა და თუთიის გამოძნობ ქარხნებში მუშაობენ, ან დარიშხანთან უხლებათ კონტაქტი, უსაფრთხოებისთვის საჭირო ტექნიკის უქონლობისას ფილტვის კიბოს ძალიან მაღალი პროცენტი შეინიშნება. ამ დაავადების ფართოდ გავრცელება მიმდებარე ტერიტორიების მაცხოვრებლებშიც, ჰაერში გაბნეული დარიშხანისა და სხვა მავნე ნივთიერებათა ზემოქმედების შედეგია [11]. ანალოგიურ სიტუაციას აქვს ადგილი ურანის საბადოებსა და სამღებრო წარმოებებში მომუშავეთა შემთხვევაშიც.

ბუნებრივია, რომ პროფილაქტიკის ყველაზე საუკეთესო საშუალება კანცეროგენის წარმოებიდან ამოღებაა. უკიდურეს შემთხვევაში, გარემოში მათი შემცველობა ზღმ-ზე ნაკლებ დონემდე უნდა შეიზღუდოს. გარდა ამისა, სპეციალური ფარმაცოლოგიური საშუალებების გამოყენებით უნდა

ხორციელდებოდა კანცეროგენული ნივთიერებებისა და მათი გარდაქმნების ტოქსიკური პროდუქტების შეზღვევა და ორგანიზმიდან გამოძევება.

ზოგიერთი ინტოქსიკაციის შემთხვევაში ყველაზე საშიშ, შორსწასულ შედეგებს წარმოადგენს სხვადასხვა მანკები, სიმახინჯეები, მემკვიდრული დაავადებანი და სხვ. ეს შეიძლება გამოწვეული იყოს სასქესო ჯირკვლებზე შხამის როგორც უშუალო მოქმედებით (მუტაგენური მოქმედება), ისე ნაყოფის ნორმალური განვითარების დარღვევით. ტოქსიკოლოგები ასეთ შხამებად მიიჩნევენ ბენზოლს და მის წარმოებულებს, ეთილენიმინს, გოგირდწყობადს, ტყვიას, მანგანუმს, ზოგიერთ სპეციფიკურ საწარმოო შხამს და ცალკეულ შხამქიმიკატს.

7.3 კვების პროდუქტები და ქიმიური ტოქსიკანტები

გარემოში არსებულ ბუნებრივ და ანთროპოგენულ ტოქსიკანტებს ადამიანისათვის დიდი ზიანი მოაქვთ და მათგან ერთ-ერთი ძირითადი საკვებ პროდუქტთა დაბინძურებაა; ამიტომ საწყისი ნედლეულიცა და შხა საკვები პროდუქტიც, მუდმივად უნდა მოწმდებოდეს მავნე ნივთიერებათა შემცველობაზე და მათი ვარგისიანობა არავითარ ეჭვს არ უნდა იწვევდეს. მაღალი ხარისხის უსაფრთხო კვების პროდუქტთა წარმოების რაციონალური ტექნოლოგიების ძიება, დანერგვა და მათზე ზედამხედველობა, ეკოლოგიური ქიმიის უმნიშვნელოვანესი ამოცანაა.

გარემოში მოხვედრილი ტოქსიკური ნაერთები ეკოსისტემის ცალკეული კომპონენტიდან საბოლოოდ კვებით ჯაჭვში ხვდებიან. ამდენად, მნიშვნელოვანია იმის ცოდნა, თუ რომელ მავნე ნივთიერებებს შეიძლება შეიცავდეს მცენარეული ან ცხოველური საკვები პროდუქტი. ამასთან, აუცილებლად გასათვალისწინებელია ისიც, რომ ორგანიზმისათვის მავნე ნაერთების ენდოგენურად წარმოქმნა ან გარედან შეთვისება-დაგროვება შეიძლება ხდებოდეს როგორც უშუალოდ მცენარეში, ისე მისგან საკვები პროდუქტის დამზადების პროცესში. მეორე მხრივ, არ შეიძლება არ აღინიშნოს ერთი მეტად საინტერესო ფაქტი: მიუხედავად იმისა, რომ კვების პროდუქტები შეიცავენ მავნე, ხშირად კი შხამიან ნივთიერებებს, მათი საშუალებით მოწამვლა მანც ძალზედ იშვიათად ხდება. ცხადია, ამის მიზეზი იმაში უნდა მდგომარეობდეს, რომ ეს ნივთიერებები უპირატესად გადაჭმუშავების პროცესში იშლება, მაგრამ არსებობს ტოქსიკურ ნივთიერებათა უსაფრთხოების სხვაგვარი ახსნაც, რომელიც კონცეფციადაა

ჩამოყალიბებული და იგი ქსენობიოტიკებსაც ეხება. ამ კონცეფციის თანახმად:

- საკვებ პროდუქტებში მყარდება ნორმალური კონცენტრაციები
- განსხვავებული ბუნების ნივთიერებათა ტოქსიკურობა არ ჯამდება (ე.ი. ზედდება არ ხდება)
- მავნე ზემოქმედება სუსტდება ორგანიზმის მრავალრიცხოვანი ანტაგონისტური ზეგავლენით
- სინერგიული ეფექტები (რამოდენიმე ზემოქმედების შედეგად ეფექტის გაძლიერება) იშვიათად შეინიშნება.

ამ ოთხ დებულებაზე დაყრდნობით, საკვებში შემავალი ტოქსიკოლოგიურად საეჭვი ნივთიერებების მრავალფეროვნება განიხილება როგორც უსაფრთხოების საუკეთესო გარანტია. კონცეფციის თანახმად, უსაფრთხოება მრავალფეროვნებაშია [12, 13].

7.3.1 ბუნებრივი წარმოშობის ტოქსინები მცენარეულ საკვებში

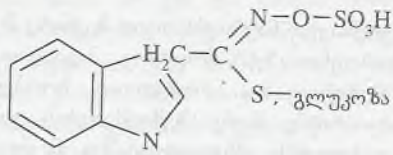
ხშირად ტოქსიკურ ნაერთებს თვით მცენარე შეიცავს. აქ ლაპარაკია არა კვალის რაოდენობაზე, როგორც მაგალითად, ციანშემცველი გლიკოზიდების შემთხვევაშია, რომელთაც ხორბლის მრავალი ჯიში გამოიმუშავებს და რაიმე მავნე ზემოქმედების გარეშე მათ ადამიანი სისტემატურად ლებულობს. მხედველობაშია ნივთიერებები, რომელთაც მცენარეები საგრძნობი რაოდენობებით შეიცავენ და მათგან მომზადებულ საკვებს ორგანიზმისათვის მნიშვნელოვანი ზიანის მოტანა შეუძლიათ. ასე მაგალითად, მწვანე პარკოსნები (*Phaseolus vulgaris* და *coccineus*) შეიცავენ ტოქსიკურ ცილებს, რომელთაც ადამიანში სისხლიანი ფაღარათისა და კრუნჩხვების გამოწვევა შეუძლიათ. მსგავსი ინტოქსიკაციის შედეგია ჰიპოკალიემიაც (კალიუმის ნაკლებობა).

ჭოტოსანი მცენარეები ხშირად შეიცავენ ლექტინებს (ფიტოჰემაგლუტინინებს), რომლებიც ერთროციტების აგლუტინაციას იწვევენ. მაღალი ტოქსიკურობა გააჩნია აბუსალათინის ლექტინს. მისი გავლენით ყალიბდება ღვიძლის გაცხიმოვნება. ტკბილი კარტოფილი (*Ipomoea batatas*), კარტოფილი (*Solanum tuberosum*) და წითელი ჭარხალი (*Beta vulgaris ssp. rapacea var. conditiva*) შეიცავს ცილების, კერძოდ ტრიპსინის მაინჰიბიტორულ ნივთიერებებს. ზემოქმედება კლინდება ცილის ბიოსინთეზის დათრგუნვაში. გაცხელებისას ქვეითდება, ან სრულიად ქრება აღნიშნულ მცენარეთა ლექტინური ფრაქციის ბიოლოგიური აქტივობა და შესაბამისად,

ამ ბოსტნეულის ტოქსიკური თვისებები.

შაქრის ჭარხალი (*Beta vulgaris ssp. rapacea var. altissima*), სატაცური (*Asparagus officinalis*), ისპანახი (*Spinacea deracea*) და წითელი ჭარხალი შეიცავენ საპონინებს, რომლებიც გლიკოზიდებს მიეკუთვნებიან და წყალხსნარებში ქაფს წარმოქმნიან. ნაწლავებში ისინი ჩვეულებრივ სუსტად სორბირდებიან, მაგრამ ანთებისას, ან ძლიერი გაღიზიანებისას მათი სორბცია იზრდება. სისხლში გადასვლისას საპონინები რეაგირებენ ერთროციტების მემბრანებთან და მათ ჰემოგლობინისათვის განვლადს ხდიან, ე.ი. ადგილი აქვს ჰემოლიზს. ჰემოგლობინი იწყებს შარდში გამოსვლას, რის გამოც შეიმჩნევა სიყვითლე და ორგანიზმში სისხლის მიმოქცევის მოშლა.

კომბოსტოს (*Brassica*) ყველა სახეობა შეიცავს ბიოლოგიურად არააქტიურ ნივთიერებებს, - თიოგლიკოზიდებს, განსაკუთრებით გლუკობრასიცინებს:

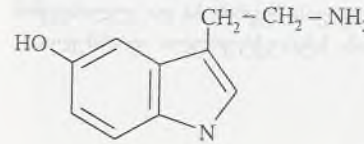


გლუკობრასიცინი

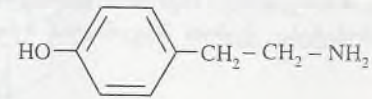
ამ ნივთიერებებისათვის საერთოა ფერმენტებით დაშლა და თიოციანატების (R-SCN) წარმოქმნა. ეს ნივთიერებები ზღუდავენ ფარისებურ ჯირკვალში ჰორმონ თიროქსინის წარმოქმნას, რაც დროთა განმავლობაში ბაზედოვის დაავადებას იწვევს. მცენარის ზოგიერთ სხვა ქიმიურ კომპონენტს შეუძლია ფარისებურ ჯირკვალში იოდთან ურთიერთქმედება და თიროქსინის წარმოქმნის ბლოკირება. მათ მიეკუთვნება წითელი ჭარხლიდან, მიწის თხილიდან (*Arachis hypogaea*) და როგორც ჩანს ჩვეულებრივი ხახვიდან (*Allium cepa*) გამოყოფილი ნივთიერებები. ამ მცენარეთა ზემოქმედება, რაც ბაზედოვის დაავადების პროვოცირებაში მდგომარეობს, შეიძლება განეიტრალებდეს იოდის მიწოდებით (იოდიზირებული სუფრის მარილის სახით).

რევანდი (*Rheum spec.*), ისპანახი, ნიახური (*Apium graveolens ssp. dulce*) და ჭარხალი შეიცავენ მჟაუნმჟაუნს და ანტრაქინონს. საკვებში მცენარეთა არაზომიერი გამოყენებისას, ამ ნივთიერებებს თირკმელების დაავადება და კოლაფსის გამოწვევა შეუძლიათ.

კვების მრავალი პროდუქტი შეიცავს ბიოგენურ ამინებს (ნერვული იმპულსების გადამტანები). მათ მიეკუთვნება სეროტონინი (ბანანში, ტყის თხილში, პომიდორში) და თირამინი (დიდი რაოდენობით ყველში).



სეროტონინი



თირამინი

მათი მნიშვნელოვანი ფიზიოლოგიური მოქმედება იმაში მდგომარეობს, რომ ზრდიან სისხლის წნევას. ჯანმრთელ ადამიანში ეს პრაქტიკულად შეუმჩნეველია, მაგრამ მაღალი წნევისას მოქმედებენ წნევის დაწვევი თერაპევტული პრეპერატების საწინააღმდეგოდ. თირამინის მაღალი შემცველობის 20გ ყველი უკვე საკმარისია წნევის მნიშვნელოვნად ასაწევად. თირამინს შეიცავენ ღვინოები (შედარებით მცირე ოდენობით თეთრი ღვინოები) და საფუერის ექსტრაქტები.

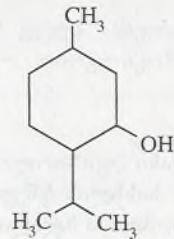
მცენარეები კანცეროგენური თვისებების მქონე კომპონენტებსაც შეიცავენ. მაგალითად, კოთხუჯის (*Acorus calamus*, სულხან-საბას მიხედვით - ეგირი, მეგრულად - ჯარკვატანა) ტრი- და ტეტრაპლოიდური ნაირსახეობებიდან გამოყოფილი ეთერზეთი ცხოველებში კიბოს დაავადებას იწვევს. ეს ეფექტი დამახასიათებელია β-აზარონისათვის, კოთხუჯის დიპლოიდურ ნაირსახეობაში ეს ნივთიერება არ გვხვდება, ამიტომ მისგან ამზადებენ მიქსტურას, რომელიც კუჭის დაავადებისას გემურ დანამატად გამოიყენება.

შედარებით სუსტი ჰეპატოკანცეროგენური თვისებები გააჩნია საფროლს. იგი დიდი რაოდენობით შედის ცერეცოში (*Sassafras albidum*, კანეთში - ვირგლა კამა). მცირე რაოდენობით შეიცავს ჯავზი (*Muristica fragrans*, სულხან-საბას მიხედვით - ხეხო, მუსკატის კაკალი). დამახასიათებელი სუნის გამო საფროლს ადრე საკვებ დანამატად იყენებდნენ.

ამყამად იგი ხმარებიდან ამოღებულია.

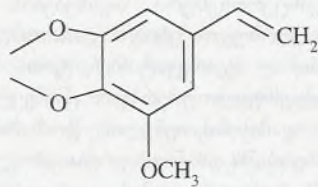
ლიმონისა და ფორთოხლის ქერქში არსებული ეთერზეთები იწვევენ თავის ტკივილს და კანის ანთებას. გარდა ამისა, მათ კოკანცეროგენული თვისებებიც გააჩნიათ, ამიტომ რეკომენდებულია მათი შეზღუდვა საკვებ დანამატებად და მონელების რეგულატორებად [14]. ამ ნაერთთა მაქსიმალური დღეღამური დოზა 1 გ-ს არ უნდა აღემატებოდეს.

ისეთ მცენარეულ კომპონენტებსაც კი, როგორც მენტოლის შემცველი პიტნის ზეთია, დიდი რაოდენობით მიღებისას შეუძლია ადამიანზე გამაბრუებლად იმოქმედოს, გამოიწვიოს სიცივის შეგრძნება და გულისცემის მომატება. ქვემოთ მოყვანილია მენტოლის სტრუქტურული ფორმულა:



მენტოლი

სპეციფიკურ ტოქსინს შეიცავს ჯავზი, რომელშიც აქტიური საწყისი მირისტინია:

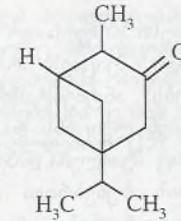


მირისტინი

ეს ტოქსინი იწვევს ჰალუცინაციებს, გულის წნევის მომატებას, წნევის აწევას და მოწამვლის სხვა სიმპტომებს. მეორე მხრივ, თავისი სუსტი ნარკოტიკული მოქმედების გამო, ჯავზი შეიძლება გამოყენებულ იქნას დამაწყნარებელ საშუალებადაც. ამასთან უნდა გვახსოვდეს, რომ დიდი

დოზებით მისი ტოქსიკურობა საკმაოდ ძლიერია! ნახევარმა ლებანმაც კი შეიძლება მოწამვლის ნიშნები განავითაროს. აუცილებელია მისი რაოდენობის მკაცრი დოზირება. ნებისმიერ შემთხვევაში გამოსაყენებელი ოდენობა 0,3 გ-ს არ უნდა აღემატებოდეს. მას ფართოდ იყენებენ კულინარიაში.

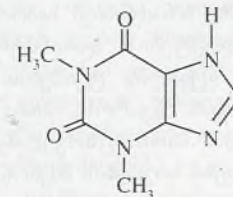
აბზინდის (*Artemisia absinthium* – ავმანი) ეთერზეთები შეიცავენ 3-12%-მდე ტუიონს. იგი ტერპენული ბუნებისაა:



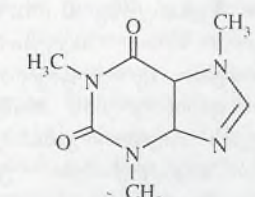
β-ტუიონი

დიდი რაოდენობით გამოყენებისას ეს ტოქსინი ცენტრალური ნერვული სისტემის მოშლას, ეპილეპტურ დამბლას, გონების დაკარგვას და ბოლოს, სიკვდილს იწვევს. ვერმუტის ღვინო ტუიონს 0,015-0,97 მგ/ლ-ის ოდენობით შეიცავს, რაც ჯანმრთელობისათვის უსაფრთხოა. ალკოჰოლის მაღალი შემცველობის მქონე აბსენტის დამზადებისას ეთანოლის ხსნარში კარგად ხსნადი ტუიონი დიდი რაოდენობით გადადის. ამიტომ მთელ რიგ ქვეყნებში აბსენტის დამზადება აკრძალულია.

ჩაისა (*Cameleia sinensis*) და ყავის (*Coffea arabica*) თეოფილინი და კოფეინი მოქმედებენ ცენტრალურ ნერვულ სისტემაზე, ზრდიან განწყობას და მსუბუქ ეიფორიას იწვევენ:



თეოფილინი



კოფეინი

აღამიანთა უმრავლესობაზე ყავა უფრო ძლიერ ზემოქმედებას ახდენს ვიდრე ჩაი. მცირე ოდენობის კოფეინი აძლიერებს სისხლის მიმოქცევას და ზრდის გონებრივ შესაძლებლობებს. დიდი დოზები იწვევენ აგზნებას, უძილობას, გულისცემის მომატებას და ზოგჯერ არითმიასაც. სუფთა სახით კოფეინის დოზა 100 მგ-ს არ უნდა აღემატებოდეს (ეს ერთ ფინჯან ყავას შეესაბამება). თავის ტკივილებისას იყენებენ თერაპევტულ საშუალებად.

სამი ისეთი უძირითადესი სასურსათო კულტურაც კი, როგორცაა ბრინჯი, ხორბალი და სიმინდი, შეიცავს პროტეაზებისა და ამილაზების ინჰიბიტორებს, აგლუტინინებს, ანტივიტამინებს და ა.შ. ამასთან, ეს კულტურები ჭარბად აგროვებენ ლეიციის და განიციდიან ტრიფტოფანისა და ნიაზინის ნაკლებობას, რამაც შეიძლება დაავადება პელაგრა გამოიწვიოს.

საკვები მცენარეულის ბუნებრივი დაბინძურების შესანიშნავი მაგალითია მარცვლეული კულტურები, რომლებიც სელენის მაღალი ბუნებრივი შემცველობის ნიადაგზეა მოყვანილი. ამ შემთხვევაში ზოგიერთ ამინომჟავაში (ცისტეინი, მეთიონინი) გოგირდი სელენით ჩაინაცვლება. წარმოქმნილმა “სელენურმა” ამინომჟავებმა შეიძლება ცხოველისა და ადამიანის მოწამვლა გამოიწვიონ. ნიადაგში მოლიბდენის ნაკლებობა მცენარეში ნიტრატების ჭარბ დაგროვებას განაპირობებს. ბუნებრივი მეორადი ამინების თანამყოფობისას იწყება თანმიმდევრული რეაქციები, რომლებსაც თბილისისხლიან ცხოველებში სიმსივნური დაავადების ინიცირება შეუძლიათ

7.3.1.1 კვების პროდუქტების დაბინძურების ბიოლოგიური გზები

მეტად მნიშვნელოვანია საკვები პროდუქტების დაბინძურება შხამიანი უმაღლესი მცენარეებით, მწერებით ან მიკროორგანიზმებით, რომლებიც სასურსათო მცენარეებზე ან მზა საკვებზე ბინადრობენ საპროფიტების ან პარაზიტების სახით. საკვები პროდუქტების დაბინძურება ხდება ფენსახსრიანებით (გრძელცხვირა), ან ფქვილის ტკიპებით. სურსათის ბუნებრივი დაბინძურების მნიშვნელოვან წყაროს, პირველ რიგში, წარმოადგენს მიკროორგანიზმები და მათი ცხოველმყოფელობის პროდუქტები, მიკოტოქსინები – უმაღლესი სოკოების მიერ წარმოქმნილი ტოქსიკური პროდუქტები.

უკანასკნელ ხანს საფუძვლიანი კვლევა მიმდინარეობს სოკოების

(*Aspergillus*-ის და *Fuzarium*-ის) მიერ გამოქმნილი შხამიანი ნივთიერებების შესწავლის მიზნით, რომლებსაც კვების მრავალი პროდუქტი შეიძლება შეიტყავდეს. თუ გავითვალისწინებთ, რომ აფლატოქსინი B₁ ღვიძლის კიბოს პროვოცირებას ახდენს. სურსათის ხარისხის შეფასებისას ნათელი ხდება მიკოტოქსინების მნიშვნელობა.

მრავალი ობის სოკო შეიცავს ნივთიერებებს, რომლებიც ადამიანისათვის მომწამვლელია, ტოქსიკურობის ხარისხის შეცნობა თვალთ შეუძლებელია; ამიტომ საკვებ პროდუქტებში არსებული ნებისმიერი ობი უნდა განიხილებოდეს, როგორც პოტენციურად ტოქსიკური.

№3 ცხრილში მოცემულია მიკოტოქსინების შემცველი ობის სოკოების ცალკეული სახეობები და კვების პროდუქტები, რომლებშიც ეს სახეობები უპირატესად ვრცელდებიან [15].

ცხრილი 3.

ობის სოკოების სახეობები, მათ მიერ წარმოქმნილი ტოქსინები და მნიშვნელოვანი პროდუქტები, რომელთაც ისინი საკვებ არედ იყენებენ.

ობის სოკოს სახეობა	ტოქსინი	საკვები არე
<i>Aspergillus flavus</i>	აფლატოქსინი	პური, ბოსტნეული, ხორცი, ყველი და სხვ.
<i>Aspergillus ochraceus</i>	ოხრატოქსინი A	პური
<i>Aspergillus versicolor</i>	სტერიგმატოციისტინი	მარცვლეული, პარკოსნები
<i>Bissuchlamys fulva</i>	ბისოქლამინმჟავა	ხილის წველები
<i>Penicillium citrinum</i>	ციტრინინი	ბრინჯი
<i>Penicillium urticae</i>	პატულინი	ალაო
<i>Penicillium rubrum</i>	რუბრატოქსინი	მარცვლეული

როგორც ირკვევა, აფლატოქსინები ცილებს უკავშირდებიან და აკუმულირდებიან კვების პროდუქტებზე, რომელთა დამზადება ცილების კონცენტრირებასთანაა დაკავშირებული (მაგალითად, ყველის, ხაჭოს დამზადება). ცილებთან ურთიერთქმედება წარმოადგენს ტოქსინების ფიზიოლოგიური მოქმედების დასკვნით აქტს, რადგან ამ დროს ისინი ქრომატინს (ქრომოსომებს) უკავშირდებიან და მათ გენურ აქტივობას არღვევენ. ამ ეფექტითაა გამოწვეული აფლატოქსინების კანცეროგენული მოქმედება. მნიშვნელოვანია ის გარემოება, რომ აფლატოქსინები

ტემპერატურისადმი მდგრადებია. დუღილისას, წვისას ან ავტოკლაგში დამუშავებისას ისინი არ იშლებიან. ამიტომ საჭიროა კვების პროდუქტების შენახვა მშრალ ჰაერზე 10°C-ზე დაბალ ტემპერატურაზე, ან რაც უფრო უკეთესია, ვაკუუმში -5°C-ზე

ძალზე იშვიათი გამონაკლისის გარდა მცენარეების პარაზიტი სოკოები, ადამიანის ჯანმრთელობაზე რაიმე შესაძინევ ზეგავლენას არ ახდენენ. მაგალითად, *Ustilaginales*-ის სახეობის წარმომადგენლები, რომლებიც აზიანებენ მარცვლეულის თავთავებს, სიმინდის ტაროებს, პარალიჩსა და ნაადრევ მშობიარობას იწვევენ შინაურ ცხოველებში, ადამიანზე ზემოქმედებას არ ახდენენ.

ჭვავის კულტურისადმი გაზრდილმა მოთხოვნილებამ გამოავლინა მკვეთრი კორელაცია მის გამოყენებასა და ერგოტიზმის გავრცელებას შორის. ეს დაავადება აღიძვრება მეწამული სოკოებით (*Claviceps purpurea*), რომლებიც ე.წ. ერგოალკალოიდებს შეიცავენ. დაავადების ძირითადი ნიშნებია კუნთების სისუსტე, კანკალი, გულის რევა, თავბრუსხვევა და ცხელებიანი ბოღვა. შორს წასულ სტადიას ახასიათებს ნევროზული მოვლენები და კიდურების გახშობა. ერგოალკალოიდების აქტივობა ქვეითდება მარცვლეულის შენახვის განხგრძობივებით. მშრალ მარცვლეულში ისინი თანდათანობით იშლებიან. სპორებით დაზიანების თავიდან ასაცილებლად დაავადებულ მარცვლეულს, რომელთაც გადიდებული ზომები აქვთ, ჯანმრთელისაგან გაცირით აცალკევენ. გარდა ამისა, კლასიკური სელექციის და გენური ინჟინერიის მეთოდებით გამოჰყავთ ჭვავის ახალი ჯიშები, რომლებიც დაავადების მიმართ მდგრადია.

კვების პროდუქტები შეიძლება შეიცავდნენ ბოტულიზმის ტოქსინს – ცილოვანი ბუნების შხამს, რომელიც დღეისათვის ყველა ცნობილ ბუნებრივ შხამზე ძლიერია.

კვების პროდუქტებს მიეკუთვნება სასმელი წყალიც. იგი შეიძლება დასნებოვნდეს სხვადასხვა წყალმცენარეებით და ფიტოპლანქტონებით. ცხოველები, რომლებიც წყალმცენარეებით იკვებებიან, მნიშვნელოვანი რაოდენობით იგროვებენ ფიტოპლანქტონების ტოქსინებს და საკვებად გამოყენების შემდეგ მათმა კონცენტრაციამ ადამიანის ორგანიზმში შეიძლება სახიფათო დოზებს მიაღწიოს.

წყალმცენარეების მასიური ზრდა ევთროფიკაციის – წყალმცენარეების საკვები არეების შემცველი ნივთიერებებით დაბინძურების

შედეგია, რომელიც არა მხოლოდ მტკნარ წყლებში, არამედ ოკეანეების სანაპირო ზოლშიც მიმდინარეობს. ფიტოპლანქტონების ტოქსინები ნივთიერებათა სხვადასხვა კლასებს მიეკუთვნება. ისინი ადამიანსა და ცხოველებში ნერვულ-კუნთოვან დარღვევებს, სუნთქვის გაძნელებასა და ღვიძლის დაზიანებას იწვევენ [16]. ბიოქიმიური თვალსაზრისით, ეს ნივთიერებები ნერვული სიგნალების გადაცემას აბლოკირებენ. ფიტოპლანქტონების ტოქსინებიდან დაცვის საუკეთესო საშუალება წყალმცენარეების მასიური ზრდის აღკვეთაა. ამისათვის საჭიროა, რომ სათანადო ყურადღება მიექცეს შიდა წყლებს და ზღვის სანაპიროებს, რათა მათ ევთროფიკაცია არ განიცადონ. საჭიროა კონტროლის დაწესება სასუქების მხოლოდ აგრეტექნიკური ღონისძიებებით გათვალისწინებულ დოზებით ხარჯვაზე და ჩამდინარე წყლების სრულ გასუფთავებაზე. განსაკუთრებული ყურადღება უნდა მიექცეს მათგან ფოსფატებისა და ნიტრატების მოცილებას.

განხილული მასალა იმაზე მიუთითებს, რომ ბუნებრივ ტოქსინებს განსაკუთრებული ყურადღების მიქცევა ესაჭიროებათ, რადგან ამჟამად ადამიანზე მათ ზემოქმედებას ანთროპოგენური ტოქსინებიც ემატება.

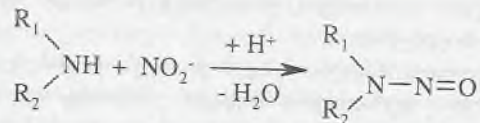
7.3.2 ანთროპოგენური ტოქსიკანტები კვებით პროდუქტებში

გარემოში მოხვედრილი ანთროპოგენური ქიმიური ნივთიერებები თავისი თვისებებით შეიძლება იყოს ინდიფერენტული, არასასურველი და მავნე. ისინი შეაქვთ სასურსათო კულტურების გამოზრდისას (სასუქები, პესტიციდები) და გადამუშავებისას (დანამატები). ნივთიერებები არაწინასწარგანზრახულად ხვდებიან კვების პროდუქტებში მათი არასათანადო დანიშნულებით გამოყენებისას, საწარმოო და საყოფაცხოვრებო ნარჩენებიდან, უვარგისი შესაფუთი მასალიდან და აგრეთვე საკვების მომზადებისას (ძლიერი გახურებით, წვით, შებოღვით და სხვ.). ეს უკანასკნელი არაკონტროლირებადია. საერთოდ, ანთროპოგენური ჩარევა იწვევს ან ბუნებრივ ნივთიერებათა კონცენტრაციის ზრდას, ან გარემოსათვის უცხო ნივთიერებათა შეტანას (მოხვედრას).

აზოტოვანი სასუქების უზომო გამოყენებისას მცენარის ზოგიერთი სახეობა დიდი რაოდენობით ნიტრატებს აგროვებს. ამ მხრივ გამოირჩევა შაქრის ჭარხალი (განსაკუთრებით ფოთლები), ისპანახი, სტაფილო

(განსაკუთრებით ნაყოფი), კომბოსტო და სხვა. აზოტის დაგროვება შეიძლება მოხდეს ნიადაგში გოგირდის უკმარობის გამო. გოგირდშემცველი ამინომჟავების სიმცირე ზღუდავს ცილების, და განსაკუთრებით, ფერმენტ ნიტრატრედუქტაზას სინთეზს. ამგვარად, ნიტრატები მცენარეთა ქსოვილებში არამეტაბოლიზებად მდგომარეობაში იმყოფებიან. ისპანახი და სტაფილო ბავშვთა კვების მნიშვნელოვანი კომპონენტებია, ხოლო ბავშვის ორგანიზმში განსაკუთრებით მგრძობიარეა ნიტრატების ზემოქმედების მიმართ.

აზოტ შემცველი ნივთიერებების ჭარბად მიღების შედეგად, აღნიშნული მცენარეებისაგან განსხვავებით თამბაქო დიდი რაოდენობით აგროვებს ორგანულ ამინებს. ამინების შემცველობის ზრდასთან ერთად კუჭში იზრდება ნიტროზამინების წარმოქმნის ალბათობა, რომელთაც მუტაგენური მოქმედება ახასიათებთ:



მცენარეებს შეუძლიათ ისეთი ელემენტების დაგროვებაც, რომლებიც ნივთიერებათა ცვლისათვის საჭირონი არიან ულტრამიკრო რაოდენობებით. ამისათვის ისინი მცენარისათვის შესათვისებელ ფორმაში უნდა იმყოფებოდნენ. ასე გროვდება მცენარეში მძიმე მეტალები. ტყვიას მცენარის ფოთლები გაცილებით მეტი რაოდენობით აგროვებს, ვიდრე ფესვთა სისტემა. ეს მეტალი ადამიანის ორგანიზმში ხვდება კვებითი ჯაჭვით: მცენარე → მცოხნავების ღვიძლი და თირკმელები. ვერცხლისწყალი ძირითადად გროვდება თევზებისა და მოლუსკების ორგანიზმში, აგრეთვე ძუძუმწოვრების ღვიძლსა და თირკმელებში. კადმიუმი ადამიანის ორგანიზმში მცენარეული, ცხოველური და სოკოვანი საკვებიდან ხვდება.

7.3.2.1 კანცეროგენები კვებით ჯაჭვში

საკვებში მოხვედრილ მრავალრიცხოვან ნივთიერებათა შორის ბევრი კანცეროგენული ბუნებისაა. რამოდენიმე ათწლეულის მანძილზე ინტენსიურად ჩატარებული გამოკვლევების მიუხედავად, არ მოხერხდა კანცეროგენობის

დაკავშირება ნივთიერების გარკვეულ სტრუქტურასთან. მართალია, გამოიკვეთა ზოგიერთი მიდგომა, რამდენადაც ცნობილი გახდა, რომ პოლიციკლურ არომატულ ნაწარმებს შორის კანცეროგენული წარმომადგენლები სხვებისაგან განსხვავდებიან კრისტალური სტრუქტურის თავისებურებით. მათ ზედაპირზე მოლეკულები ისე არიან განლაგებული, რომ მოქმედებენ სპეციფიკური მატრიცების მსგავსად, ბიოგენური მაკრომოლეკულების სტრუქტურამართვადი ადსორბციისათვის. ამის საფუძველზე გაკეთდა დასკვნა, რომ კანცეროგენების პროცესში სპეციფიკური ადსორბცია გადამწყვეტ როლს თამაშობს [17].

კიბოს ეტიოლოგიის კვლევაში არაერთი ნივთიერება გამოავლინა, რომლებიც ავთვისებიანი ბუნების პროფესიულ დაავადებებს იწვევენ. მათ შორის ისეთებიცაა, რომლებიც კვებით ჯაჭვებს უკავშირდებიან. მაგალითად, ე.წ. "მელნინების კიბოს" მიზეზი დარიშხანია, რომელსაც ვენახებში იყენებენ ფოლოქსერას საწინააღმდეგოდ. საკვებით გამოწვეული კიბოს მაგალითად შეიძლება დავასახელოთ დიმეთილამინოაზობენზოლი (მეთილქოლანტრენი), რომელსაც კარაქში იყენებდნენ მკაფიო მოყვითალო ფერის მისაღებად.

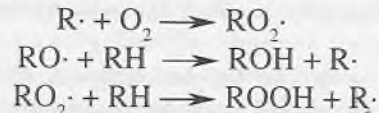
როდესაც საკვებთან ერთად კანცეროგენული ნაერთების ორანიზმში მოხვედრის მიზეზი მცენარეებია, საჭიროა მხედველობაში მივიღოთ მათი სახეობრივი თავისებურებები. ცნობილია, რომ საკვები კომბოსტო გაცილებით მეტ ბენზპირენს შეიცავს, ვიდრე სხვა ბოსტნეული მცენარეები. ეს გამოწვეულია კომბოსტოს ხანგრძლივი ვეგეტაციური პერიოდით, რის გამოც იზრდება ჰაერიდან კანცეროგენის დიდი რაოდენობით დაგროვების ალბათობა.

სტაფილო და სხვა ძირხვენი ნიადაგიდან ძლიერ ფართო სპექტრის მხამიან ნივთიერებებს ითვისებენ. ისპანახს სასუქების სახით გამოყენებული ჭარბი რაოდენობის ნიტრატები ნიტრიტებში გადაყავს, რომლებიც ნიტროზამინების — მაღალაქტიური კანცეროგენების წინამორბედებია. საცდელ ცხოველებში ნიტროზამინები პრაქტიკულად ყველა ორგანოში სხვადასხვა სიმსივნეებს იწვევენ. სიმსივნის განვითარების სიჩქარე დამოკიდებულია ცხოველის სახეობაზე, დოზირებაზე და კანცეროგენის მოხვედრის გზაზე. მიუხედავად ამისა, ადამიანზე ამა თუ იმ ნივთიერების კანცეროგენულ ზემოქმედებაზე მსჯელობა ძნელია მხოლოდ ცხოველებზე ჩატარებული ცდების მიხედვით.

7.3.2.2 საკვები პროდუქტების დაბინძურება მათი გადამუშავების პროცესში

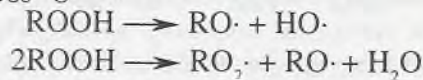
საკვები პროდუქტების სამრეწველო დამზადებისას იყენებენ სხვადასხვა დანამატებს, ხოლო კულინარული პროცესების (წვის, ხარშვის, შრობის და სხვ.) შედეგად საწყისი ნივთიერებებიდან ახალი ნივთიერებები წარმოიქმნება. კვების პროდუქტთა თვისებათა ცვლილებები ხდება სხვადასხვა ქიმიური ბუნების სტაბილიზატორების დამატების შედეგადაც, რომლებმაც გარკვეული პერიოდით პროდუქტის მდგრადობა უნდა უზრუნველყონ. მაგალითად, რძის დამყავებისა და შედელების თავიდან აცილება შეიძლება მისი წინასწარი ადუღებით, რის შედეგადაც აქტიურდება თიოლური ჯგუფები, მაგრამ კაზეინის თვისებები ისე იცვლება, რომ ძნელდება პროდუქტის "სისაღის" ხარისხის განსაზღვრა. შესქელებული რძის დამზადებისას შედელების პროცესის ბლოკირებისათვის ამატებენ ნატრიუმის ჰიდროკარბონატს, ნატრიუმის ჰიდროფოსფატს და ნატრიუმის ციტრატს. ეს მასტაბილიზებელი პროდუქტები თრგუნავენ რძის შედელების ბაქტერიულ პროცესებს.

ცხიმების გაცხელებისას წარმოიქმნება ტოქსიკური ნივთიერებები. ოთახის ტემპერატურაზედაც კი ხორციელდება უჯერი ცხიმოვანი მჟავების თვითჟანგვის რეაქციები, რის შედეგადაც წარმოიქმნება ალკილ-, ალკოქსი- და პეროქსირადიკალები:



სასურსათო პროდუქტების გადამუშავებისას ამ რეაქციებისათვის საწყისი რადიკალების წარმოშობა ზუსტად დადგენილი არ არის.

რადიკალთა წარმოქმნაში მონაწილეობენ ცხიმოვანი მჟავათა კარბოქსილური ჯგუფებიც:



სასურსათო პროდუქტების ცხიმებთან ერთად გადამუშავების დროს, განსაკუთრებით როდესაც ეს პროცესი ხანგრძლივია და ტემპერატურის აწევით (შეწვისას ტემპერატურა 160°C-ს აღწევს), მრავალი სხვადასხვა

და უაღრესად რთული რეაქცია ხორციელდება. ამ რეაქციებში ცხიმოვანი მჟავები მონაწილეობენ და აქროლადი ალდეჰიდები წარმოიქმნება. ამ დროს ადგილი აქვს პოლიმერიზაციის რეაქციებს. შენიშნულია, რომ პეროქსირადიკალები და მაღალ ტემპერატურაზე (ან მრავალჯერადი წამოდულებისას) მიღებული ცხიმოვანი მჟავების პოლიმერიზაციის პროდუქტები, საცდელ ცხოველებში საჭმლის მომწველებელი ტრაქტის გაღიზიანებას, ღვიძლის გაღივებას და ზრდის შეჩერებას იწვევენ. ვიტამინ E-ს (ტოკოფეროლის) ნაკლებობა ამ სიმპტომებს აძლიერებს, რაც რადიკალების თანაარსებობით უნდა იყოს გამოწვეული. პროდუქტები, რომლებიც დაკავშირებულია ცხიმოვანი მჟავებთან და მათ ქიმიურ გარდაქმნებთან, ადამიანს რაიმე სერიოზულ საფრთხეს არ უქმნიან, თუ გამოყენებას სისტემატური ხასიათი არა აქვს.

ხორცი შებოლვისას, ან შეწვისას მუდმივად კვამლში იმყოფება, რაც მას თავისებურ არომატს ანიჭებს. შებოლვის შემდეგ პროდუქტის მდგრადობა განპირობებულია მასში ფენოლური ბუნების ნივთიერების არსებობით. შებოლვისას წარმოიქმნება პოლიციკლური ნახშირწყალბადებიც, რომლებიც კვამლთან ერთად ხორცზე ილექება. ცივი შებოლვისას კვამლში გაცილებით ნაკლებია ისეთი კანცეროგენის შემცველობა, როგორც ბენზპირენია. შებოლილ ხორცში ამ ნივთიერების საშუალო შემცველობა 2-8 მკგ/კგ-ს შეადგენს. შეწვისას ბენზპირენი ხორცში გადახურებული ცხიმებიდან წარმოიქმნება. ხის ნახშირზე შეწვისას ბენზპირენის რაოდენობა 50 მკგ/კგ-ს აღწევს. გამახურებლიდან ოპტიმალური მანძილის შერჩევისას, ან ცივი შებოლვისას (12-24°C), ხორცულში ბენზპირენის რაოდენობა შეიძლება მინიმუმამდე შემცირდეს.

ხორცისა და თევზის დამუშავებისას, აგრეთვე ყველის დამზადებისას შესაძლებელია ნიტროზამინების წარმოქმნა, თუ კვების პროდუქტთა მომზადების პროცესში მჟავე არეში ნიტრატები იმყოფება, ხორცის პროდუქტები და ძეხვეული შეიძლება შეიცავდნენ 0,5-დან 15 მკგ/კგ-მდე ნიტროზამინებს. ყოველდღიურად ორგანიზმში საკვებიდან 0,1-1 მკგ ნიტროზამინი ხვდება. ამას ემატება ამ ნივთიერებათა ის ოდენობა, რომელიც უშუალოდ საჭმლის მომწველებელ სისტემაში წარმოიქმნება.

მავენ ნივთიერებათა ყველაზე მაღალი შემცველობა გამოვლენილია დამარილებულ საქონლისა და ღორის ხორცში. ხორცის შეწვა არსებითად ზრდის მასში ნიტროპიროლიდინის კონცენტრაციას. ნიტროზამინები

ჩვეულებრივ მხოლოდ ნიტრიტით ან ნიტრატით დამუშავებული ხორცის პროდუქტებში გვხვდება.

ბოლო პერიოდამდე ნიტროზამინების წარმოქმნას ადგილი ჰქონდა გაღვავებული ქერის შრობისას ლუდის წარმოებაში, თუ მარცვლეული ალთან უშუალო სიახლოვეს იმყოფებოდა. ალის პირდაპირი მოქმედებისაგან გასაშრობი მასალის მკაცრმა დაცვამ, მინიმუმამდე დაიყვანა დუდილის მსვლელობაში ნიტროზამინების წარმოქმნა. ნიტროზამინებია არსებობა დადგენილია შოტლანდიურ ვისკიშიც.

ყურძნის წვენი სპირტული დუდილის დროს წარმოიქმნება სპირტები (მეთილის, ეთილის, პროპილის, იზოპროპილის, ამილის და სხვ.). თუ პროპილის სპირტი ადამიანისათვის საერთოდ უვნებელია, ამილის სპირტი (პენტანოლი) იწვევს თავის ტკივილს და ეთანოლთან შედარებით ნერვულ სისტემაზე უფრო მეტ დამთრგუნველ მოქმედებას აქვს. აგზნებასთან და უძილობასთან ერთად, ადგილი აქვს ფერად ჰალუცინაციებს. იგი სისხლს 15-30 საათის განმავლობაში არ ტოვებს. მოლეკულური მასის ზრდასთან ერთად იზრდება სპირტების ცხიმში ხსნადობა. შესაბამისად იზრდება ტვინში მათი კუმულაცია და ორგანიზმიდან გამოყოფის პერიოდი. ღვინის დაძველებისას მასში წარმოიქმნება ამილვალერიანტი, ამილაცეტატი, ამილბუთირატი, სხვადასხვა ალდეჰიდები და ვალერიანმჟავას რთული ეთერები, რომლებიც ერთი მხრივ, ღვინოს არომატს სძენენ, მეორე მხრივ, აძლიერებენ თავბრუსხვევას, თავში სისხლის მოწოლას და გულისცემის აჩქარებას. ამილის სპირტი დიდი რაოდენობით შედის კონიაკებში, ნაყენებსა და მაღალარომატიზებულ ალკოჰოლურ სასმელებში. დიდ ზიანს აყენებს ორგანიზმს ეთანოლის უზომო მიღება. იგი თრგუნავს ნეირონების აქტიურობას. ცენტრალურ ნერვულ სისტემაზე როგორც დამთრგუნველად, ასევე ამგზნებად მოქმედებს. სისტემატური მოხმარებისას შეინიშნება გაცხიმოვნება, ღვიძლის ციროზი ნივთიერებათა შეუქცევადი ცვლითა და ლეტალური შედეგით.

ალკოჰოლური მოწამვლის განსაკუთრებული სირთულე იმაში მდგომარეობს, რომ ეს ტოქსინი (ეთილის სპირტი) ორგანიზმიდან კი არ იდევნება, არამედ მეტაბოლიზდება. სისტემატური გამოყენების მიუხედავად, მისი მიწოდების შეწყვეტის შემთხვევაში ციროზით ნაწილობრივ დაავადებული ღვიძლი თავისი ფუნქციების აღდგენას ახერხებს. ცენტრალური ნერვული სისტემის უჯრადების დაზიანება კი შეუქცევადი პროცესია.

7.3.3 კვების პროდუქტთა ეკოლოგიური ქიმიის ზოგიერთი ზოგადი ასპექტი

კვების პროდუქტთა ხარისხის ნორმების დადგენას სადღეისოდ განსაკუთრებული ყურადღება ეთმობა. ასე მაგალითად, ქიმიური, მიკრობიოლოგიური და რადიაციული დაბინძურების შედეგად შექმნილი საფრთხის თავიდან ასაცილებლად, ჯანმრთელობის დაცვის ევროპის რეგიონალურ პროგრამაში ჩამოყალიბებულია სათანადო რეკომენდაციები:

1. ქვეყნის შესაბამისი ორგანოები კვების პროდუქტთა წარმოების ყველა სტადიაზე (მოსავლის აღებიდან და ცხოველთა დაკვლიდან დაწყებული, გადამუშავებით, შენახვით, გაყიდვითა და გამოყენებით დამთავრებული), დანერგავენ ეფექტურ კანონმდებლობებს და გაატარებენ ზედამხედველობისა და კონტროლის ადმინისტრაციულ ტექნიკურ ზომებს;
2. შეამცირებენ ადამიანის ორგანიზმში ალიმენტალურად მოხვედრილი ქიმიური დაბინძურებლების საშუალო კვირეულ დონეს და დაიყვანენ მათ მკვლ-ს მიერ შემოთავაზებულ დასაშვებ ყოველკვირეულ ექსპოზიციამდე, ან მის ქვევით;
3. უზრუნველყოფენ ინფორმაციის მოპოვებას კვების პროდუქტებით გამოწვეულ ნაწლავთა დაავადებების ცალკეულ კერებზე;
4. უზრუნველყოფენ მომხმარებლის ინფორმირებას საკვები პროდუქტების შემადგენლობაზე;
5. ხელს შეუწყობენ ცოდნის ზრდას საკვებ პროდუქტთა ჰიგიენის საკითხების მნიშვნელობაზე იმ პირთა შორის, რომლებიც დაკავებული არიან მათი წარმოებით, გადამუშავებითა და რეალიზაციით [18].

მრავალ განვითარებულ ქვეყანაში ყველაზე გავრცელებული ქიმიური დაბინძურებლების თანამედროვე დონე ცალკეულ კვების პროდუქტსა და რაციონში შეესაბამება მკვლ-ს მიერ შემუშავებულ ნორმებს. გარდა ამისა, შეინიშნება ადამიანისათვის ტოქსიკურ ნივთიერებათა ზღვრული დონეების შემცირების ტენდენცია, რადგან თანდათანობით იზღუდება, ან სრულიად იკრძალება მდგრადი პესტიციდებისა და სხვა ქიმიური ტოქსიკანტების გამოყენება; ამასთან, სისტემატურად ტარდება იმ საკვები დანამატების ტოქსიკოლოგიური შეფასება, რომლებიც კვების პროდუქტთა ხარისხისა და მათი იერსახის გაუმჯობესებას ხმარდებიან.

90-იან წლებში ადგილი ჰქონდა კვებითი ტოქსიკოინფექციების დონის ზრდას, რამაც ევროპის ზოგიერთ ქვეყანაში ეპიდემიურ მასშტაბებს მიაღწია. ყველაზე ხშირად ასეთი ინფექციები გამოწვეული იყო სალმონელის (*S. enteritidis*-ის და *Campylobacter*-ის) შტამებით. არსებული მონაცემების მიხედვით, ამ ინფექციებით დაავადების სიხშირე 1 მლნ მცხოვრებზე 1200 შემთხვევას შეადგენდა, რაც 1984 წლის შესაბამის მაჩვენებელს სამჯერ აღემატება. დიარეული დაავადებები და სხვა კვებითი ტოქსიკოინფექციები, აგრეთვე მოწამვლები კვლავ რჩება დაავადებათა ყველაზე გავრცელებულ და მნიშვნელოვან სახედ.

კვების პროდუქტთა დაბინძურებისა და კვებითი ტოქსიკოინფექციების განვითარების აღსაკვეთად საჭირო ხდება ახალი მიდგომების ძიება და კვების პროდუქტთა ხარისხის უზრუნველყოფის კომპლექსური პოლიტიკის ჩამოყალიბება. იგი შესაძლებლობას იძლევა შემუშავდეს საკვებ პროდუქტთა დაბინძურებისა და ტოქსიკოინფექციებზე ეპიდ ზედამხედველობის მონიტორინგის საერთაშორისო, ნაციონალური და ადგილობრივი პროგრამები.

მონიტორინგის ჩასატარებლად აუცილებელია ნიმუშების აღების პროცედურებში ანალიზის მეთოდებისა და ხარისხის საკითხებში შეთანხმებული სტანდარტების არსებობა და საკვებ პროდუქტთა დაბინძურებლების შესახებ მონაცემების რეგულარული ურთიერთგაცვლა. საკვები პროდუქტების გამოყენებასთან დაკავშირებული მეცნიერულად სარწმუნო გამოკვლევები აუცილებელი წანამდვარი უნდა იყოს მონაცემების სწორი ინტერპრეტაციისათვის, მოსახლეობაზე საშიში ქიმიური ნივთიერების ზემოქმედებისა და ჯანმრთელობისათვის პოტენციური რისკის შესაფასებლად.

მომავალში, რაც უფრო მეტი ინფორმაცია ექნებათ ადამიანებს, მით მეტი იქნება მათი მოთხოვნა უსაფრთხო და მაღალი ხარისხის მქონე საკვებ პროდუქტებზე. ამ მოთხოვნების დასაკმაყოფილებლად კი საჭირო გახდება პროფესიულ სამეცნიერო და კომერციულ წრეებს შორის მჭიდრო ურთიერთთანამშრომლობა.

7.3.4 კვების პროდუქტთა შესაფუთი მასალები

ჩვენი სინამდვილის ყოველსმომცველი ქიმიზაცია კვების პროდუქტთა შეფუთვასაც შეეხო. შესაფუთ აფსკებში დანამატების სახით შედიან პლასტმასების პლასტიფიკატორები, შემარბილებლები, თერმო- და

ქემოსტაბილიზატორები (ულტრაიისფერი სხივებისა და ჟანგბადისაგან დასაცავად). ანტისტატიკები (ელექტრული დამუხტვის თავიდან ასაცილებლად) და სხვ. ყველაზე არასასიამოვნო ისაა, რომ ეს ქიმიკატები გადადიან შეფუთულ პროდუქტებში და ადამიანისათვის სახიფათო ხდება.

კვების პროდუქტების შეუცვლელ შესაფუთ მასალად პოლივინილქლორიდი (პვპ) ითვლება. მას ვინილქლორიდის პოლიმერიზაციით იღებენ და ადრე იგი შესამჩნევი რაოდენობით ყოველთვის შეიცავდა რეაქციაში შეუსვლელ ვინილქლორიდს. პირდაპირი, თუ არაპირდაპირი გზით (კვებითი ჯაჭვით ან პვპ-ში შეფუთულ პროდუქტში დიფუნდირებით), იგი ადამიანზე მკვლე ზემოქმედებას აუღენდა. ორგანიზმში ეს ნივთიერება ფერმენტ-ოქსიგენაზას მოქმედებით ქლორეპოქსიეთილენად გარდაიქმნება, რომელსაც კანცეროგენული აქტივობა გააჩნია:



პვპ-ს მწარმოებელ ფაბრიკებში, სადაც მუშებს ამ ნივთიერების ორთქლის მაღალ კონცენტრაციებთან უხდებოთ კონტაქტი, ჰემანგიოსარკომა (სწრაფად მზარდი სიმსივნის ერთ-ერთი ფორმა) უვითარდებათ. საფრთხე განსაკუთრებით იმ შემთხვევაში იქმნება, თუ პვპ-საგან დამზადებული ბოთლები, რომლებშიც წყალში ხსნადი საკვები პროდუქტი ინახებოდა, მეორადი გამოყენებისას ცხიმში ხსნადი საკვები პროდუქტი შეივსება. 1978 წლიდან ტექნოლოგიის სრულყოფის შედეგად პვპ-ში ვინილქლორიდის შემცველობა მინიმუმამდე იქნა დაყვანილი. სადღეისოდ შეიძლება ითქვას, რომ ტოქსიკოლოგიური თვალსაზრისით პვპ უსაფრთხოა. მიუხედავად ამისა, იგი მაინც სულ უფრო იშვიათად გამოიყენება შესაფუთ მასალად, რადგან ფართო გამოყენებას პოულობს სახალხო მეურნეობის სხვა დარგებში.

შესაფუთ მასალასა და საკვებ პროდუქტს შორის ურთიერთქმედების თვალსაჩინო მაგალითია, პოლისტიროლისაგან მომზადებულ პაკეტებში ეთერზეთების შემცველი დაფქული მიხაკის შენახვა. ზეთი აღწევს პლასტიკში და მოქმედებს როგორც პლასტიფიკატორი. ამის შედეგად, მიხაკის ფხვნილი ზეთის დაკარგვის გამო თავის თვისებებს კარგავს, ხოლო შესაფუთი აფსკიდან მასში გადადის აქროლადი მონოსტიროლი.

შესქვლებული რძის ყიდვისას ყურადღება უნდა მიექცეს მისი შეფუთვის სახეს. ქილის ნაკერები და ხუფი თუ ფალცირებულია (ნარიმანდულია), რძეში ტყვიის გადასვლის საშიშროება არ არსებობს. ასეთი შეფუთვის გამოცნობა ადვილია, ხუფის გამოშვებული კილით. არაფალცირებული ქილის ხუფის კიდე გლუვია. გარდა ამისა, ქილის ერთ-ერთ მხარეს შეიძლება შევამჩნიოთ მირჩილული ხვრელი, საიდანაც ქილა ივსებოდა. ასეთ ქილაში არსებობს რძის დაბინძურების საშიშროება ტყვიის მნიშვნელოვანი კონცენტრაციით.

ქალაქისა და მუყაოსაგან დამზადებული შესაფუთი მასალა შეიცავს ნიტრიტებსა და ნიტრატებს, თუ მათი მიღებისას შემავსებლად NaNO_3 იყო გამოყენებული. შესაფუთი მასალიდან მარილები კვების პროდუქტებში გადადიან, რის შედეგადაც მათში ნიტრიტების კონცენტრაციამ 14,5–19 მლნ⁻¹-ს, ხოლო ნიტრატებისამ 1,5–32700 მლნ⁻¹-ს შეიძლება მიაღწიოს [4].

პოლიმერული და პლასტიკური მასები გარემოში უაღრესად მაღალი მდგრადობით გამოირჩევიან. შესაფუთ მასალად მათი ფართოდ გამოყენების შემდეგ ისინი გარემოს დაბინძურებას იწვევენ. ამის გამო, იღებენ საგანგებო ზომებს წარმოებაში ისეთი ტექნოლოგიების დასანერგად, რომ მიღებული პოლიმერი მიკრობულ დაშლას ემორჩილებოდეს.

ლიტერატურა:

1. Оксенгендлер Г.И. Яды и противоядия. Л., Наука, 1982.
2. Саноцей И.В. Предупреждение вредных химических воздействии на человека, - комплексная задача медицины, экологии, химии и техники. ЖВХО, 2, 1974.
3. Здоровье и окружающая среда. Под ред. Дж.Ленихена, У.Флетчера. М., Мир, 1979.
4. Маренюк Г.В. Загрязнение окружающей среды и здоровье населения. Кишинев, Штиинца, 1984.
5. Франке З. Химия отравляющих веществ. Под ред. И.Л.Кнунянца, Р.Н.Стерлина. М., Химия, 1973.
6. Демидов А.В. Авиационная токсикология. М., Медицина, 1967.
7. Закусов В.В., Комиссаров И.В., Синюхин В.Н. Повторность действия лекарственных веществ. В кн.: Клиническая

фармакология. М., Медицина, 1978.

8. Амиров Б.Н. Механизм всавываемости лекарственных веществ при приеме внутрь. Здравоохран. Казахстана, 9, 1972.
9. Красовский Г.Н. Сравнительная чувствительность человека и лабораторных животных к действию токсических веществ. В кн.: Общие вопросы промышленной токсикологии, М., 1967.
10. Красовский Г.Н., Авилова Г.Г. Выдовая, половая и возрастная чувствительность к ядам. ЖВХО, 2, 159-164, 1974.
11. Эхольм Э. Окружающая среда и здоровье человека. М., Прогресс, 1980.
12. National Academy of Sciences, Toxicants Occuring Naturally in Foods. Printing and Publishing Office, national Academy of Sciences. Herausgeb. Washington D.C. 1973.
13. Linder E. Toxicologie der Nahrungsmittlee, Beorg Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 1979.
14. Фелленберг Г. Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию. М., Мир, 1997.
15. Belitz H.D., Crosch W. Lezbuch der Lebensmittelchemie. 3. Aufl. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, 1987.
16. Kremer B.P. Toxische Planktonalgen, Naturwissensch, 68, 101, 1981.
17. Rüdт U. Essen wir cift? Verbraucherschutz durch Lebensmittelüberwachung. Frank h'sche Verlagsbuchlandlung, Stuttgart, 1978.
18. Задачи по достижению здоровья для всех. Европейская политика здравоохранения, Пересмотренное издание, 1991.

თავი 8
მაიონიზებული გამოსხივება,
რადიონუკლიდები და ორგანიზმი

8.1 მაიონიზებული გამოსხივება; დოზები და ერთეულები

დედამიწაზე ყოველი ცოცხალი არსება ჩასახვისთანავე გამოსხივების ზემოქმედებას განიცდის. ესაა კოსმოსური, დედამიწის, ატმოსფეროს და რაც მთავარია, მზის გამოსხივება. მათ შორის თავისებურად განსაკუთრებული ადგილი ცოცხალ მატერიაში შეღწევისა და ენერგიის გადაცემის მაღალი უნარის გამო, მაიონიზებულ გამოსხივებას უკავია. გამოსხივების ეს სახე ატომთა ელექტრონული გარსების ცვლილებებს იწვევს, აინიცირებს ქიმიურ რეაქციებს, რომელთაც რიგ შემთხვევებში ორგანიზმებისათვის მძიმე შედეგები მოაქვთ. მაიონიზებულ რადიაციას მიეკუთვნება რენტგენის, γ -, გამჭოლი და კორპუსკულური გამოსხივების ყველა სახე (α - და β - გამოსხივება, ნეიტრონები და სხვ.).

რენტგენისა და γ -გამოსხივება ელექტრომაგნიტური ტალღებია. მათი კვანტების ენერგია ელექტრომაგნიტური ველის სიხშირის პროპორციულად იზრდება:

$$E=hf$$

სადაც v – ველის სიხშირეა, h – პლანკის მუდმივაა ($6,62 \cdot 10^{-34}$ ვტ.წმ²).

კორპუსკულური გამოსხივების ენერგია მოძრავი ნაწილაკის მასითა და მისი სიჩქარის კვადრატით განსაზღვრული კინეტიკური ენერგიაა.

რადიაციულ ფიზიკაში და რადიაციულ ბიოლოგიაში ენერგიის ერთეულად მიღებულია ელექტრონვოლტი (eV). ერთგვაროვან ელექტრულ ველში მოძრაობისას ელექტრონი იძენს სიჩქარეს და შესაბამისად კინეტიკურ ენერგიას. ასეთი ველის დამბულობა, ანუ მუხტის ერთეულის მატარებელ ნაწილაკზე მოქმედი ძალა (F) ტოლია:

$$F = \frac{U}{l}$$

U – პოტენციალთა სხვაობაა ნაწილაკის მიერ გავლილი ველის მონაკვეთის ბოლოებზე, l – ამ მონაკვეთის სიგრძეა.

ელექტრონის მიერ შექმნილი ენერგია (E) ელექტრონზე მოქმედი

ძალისა (eF) და ველის გასწვრივ ელექტრონის მიერ გავლილი გზის ნამრავლის ტოლია:

$$E = eFl = eU$$

სადაც $e=1,60 \cdot 10^{-19}$ კულონი ელექტრონის მუხტია (ელემენტარული მუხტია).

კულონებში ელექტრონის ენერგიის გამოსახვისათვის ელექტრონის მუხტის რიცხობრივ მნიშვნელობას ჩვეულებრივ არ ამრავლებენ ვოლტების რიცხვზე. მსჯელობენ მარტივად: მაგალითად, 100 ვოლტი პოტენციალთა სხვაობის მქონე ველით მინიჭებული ენერგია პირდაპირ 100 eV-ით გამოისახება.

ენერგიის ჩვეულებრივ ერთეულებში გადასაყვანედ სარგებლობენ ტოლობით:

$$1 \text{ eV} = 1,60 \cdot 10^{-19} \text{ ვტ.წმ}$$

ელექტრონვოლტებში იზომება აგრეთვე ელექტრომაგნიტური გამოსხივების კვანტების ენერგია და ატომთა იონიზაციაზე დახარჯული ენერგია (იონიზაციის პოტენციალი).

ცოცხალ ნივთიერებაზე მაიონიზებული გამოსხივების ზემოქმედება თითქმის ყოველთვის იწვევს სერიოზულ სხივურ დაზიანებას. მისი ხარისხის განსაზღვრისათვის სარგებლობენ ენერგიისა და დასხივების დოზათა ცნებებით:

1. ენერგიის დოზა (შთანთქმული დოზა) ისაზღვრება, როგორც ენერგიის ფარდობა მასასთან. ამ სიდიდის გასაზომად rad-ერთეულს იყენებენ.

$$1 \text{ rad} = 100 \text{ ერგი/გ} = 10^{-5} \text{ ვტ.წმ/გ};$$

$$1 \text{ rep} = 83,8 \text{ ერგი/გ}.$$

2. დასხივების ანუ იონების დოზა ისაზღვრება, როგორც მუხტის ფარდობა მასასთან. მისი ერთეული რენტგენია.

rad-ერთეულმა თავისი სახელწოდება მიიღო ინგლისური განსაზღვრის პირველი ასოებიდან: roentgen (an radiation) absorbed dose (რადიაციის აღსორბირებული დოზა). ეს არის გამოსხივების შთანთქმული დოზა, რომელიც დასხივებული მასალის გარკვეულ რაოდენობაზე მოდის. 1 rad 0,01ჯ/კგ ენერგიას შეესაბამება. rad-ერთეული ნივთიერების მიერ შთანთქმული მაიონიზებული გამოსხივების ისეთი დოზაა, რომლის დროსაც ერთ გრამ ნივთიერებას 100 ერგის ტოლი ენერგია გადაეცემა.

rep-ერთეულის სახელწოდებაც ინგლისური განსაზღვრის (roent-

gen equivalent physical – რენტგენის ფიზიკური ექვივალენტი) პირველი ასობიდან იწარმოება [1].

rad-ერთეულის მნიშვნელობაში გასარკვევად, საჭიროა განხილულ იქნას ის სპეციფიური პროცესები, რომლებიც რენტგენის ან γ -სხივების შთანთქმისას ნივთიერებაში მიმდინარეობს. პირველადი პროცესი არის ფოტოეფექტის ან კომპტონ-ეფექტის გზით ელექტრონებზე გამოსხივების ენერჯის გადაცემა. ფოტოეფექტის დროს ატომიდან ელექტრონის ამოვლება რენტგენის გამოსხივების მოქმედებით ხდება. ამ გამოსხივების მაღალი სიხშირის გამო განთავისუფლებული ელექტრონი დიდ კინეტიკურ ენერჯიას ფლობს.

ფოტოეფექტისას ელექტრონი შთანთქმული გამოსხივების hv კვანტის ენერჯის მთლიან პორციას იძენს, ხოლო კომპტონ-ეფექტისას – კვანტის ენერჯის მხოლოდ ნაწილს. დანარჩენი ენერჯია ატომიდან კვლავ თავისუფლდება მეტი ტალღის სიგრძის მქონე გაბნეული გამოსხივების სახით.

ფოტოეფექტისა და კომპტონ-ეფექტის შედეგად ატომიდან ამოვლებული ელექტრონი დასხივებული ნივთიერების მეორად იონიზაციას იწვევს. საერთო ენერჯია, რომელიც ნივთიერების მოცულობაში ნაწილაკთა დამუხრუჭებისას გამოიყოფა, არის სწორედ ის ენერჯია, რომელიც rad-ერთეულის განსაზღვრაში იგულისხმება. ამის გამო rad შედარებით ზოგად აზრს იძენს და გამოიყენება ნებისმიერი მაღალი ენერჯიისა და იმ კორპუსკულური გამოსხივების პირველადი ნაწილაკების შთანთქმის დასახასიათებლად, რომლებიც ნივთიერებაში აღწევენ. ხშირად rad-ის ნაცვლად საერთაშორისო სისტემაში (SI) ერთეულად გრეის (Gr) იყენებენ. ამ ერთეულებს შორის შემდეგი თანაფარდობაა: $1 \text{ Gr} = 1 \text{ ჯ/კგ} = 100 \text{ rad}$.

დასხივების დოზის ერთეულად “რენტგენს” მხოლოდ რენტგენის ან γ -გამოსხივების მოქმედების შეფასებისას იყენებენ. მის არსში გასარკვევად უნდა ჩავთვალოთ, რომ სივრცის მოცემულ უბანში დასახსივებელი ნივთიერების ნაცვლად ჰაერი იმყოფება. ამ შემთხვევაში მას ასეთი განსაზღვრა მიეცემა: რენტგენი გამოსხივების ის რაოდენობაა, რომელიც 1 სმ^3 მშრალ ჰაერში ($0,001294 \text{ გ-ში}$) 0°C -ისა და $760 \text{ მმ ვერცხლისწყლის}$ სვეტის წნევის პირობებში წარმოქმნის $2,082 \text{ მლრდ}$ სხვადასხვანიშნიან წყვილ იონს და რომელიც 1 სმ^3 -ში ელექტრობის ელექტროსტატიკური

ერთეულის ($3,33 \cdot 10^{10}$ კულონის) ექვივალენტურია.

ორგანიზმის ქსოვილებში რადიონუკლიდის (რადიაქტიური ბირთვის) მოხვედრა მით უფრო სახიფათოა, რაც მეტი სიხშირით ხდება მისი ბირთვული დაშლა. რადიონუკლიდის აქტივობის ერთეულად ამჟამად გამოიყენება ბეკერელი, რომელიც წმ-ში დაშლის 1 აქტს შეესაბამება. ადრინდელი ერთეული 1 კიური 37 000 ბეკერელის ტოლია.

ორგანიზმში შეიძლება განიცადოს სხვადასხვა სახის გამოსხივების ზემოქმედება, რომელიც იონიზაციის განსხვავებული სიმკვრივით ხასიათდება. ამიტომ ქსოვილზე ბიოლოგიური ზემოქმედების შესაფასებლად აუცილებელია გათვალისწინებულ იქნას, რომ გამოსხივების სხვადასხვა სახისათვის ენერჯის გადატანა განსხვავებული მექანიზმებით ხასიათდება. გამოსხივების ყოველი სახისათვის ექსპერიმენტულად დადგენილია მისი ბიოლოგიური მოქმედება, რომელიც $100\text{-}200$ კილოელექტრონვოლტის (keV) ენერჯის მქონე პროტონების ნაკადს განეკუთვნება. მიღებულ კოეფიციენტს ამრავლებენ შთანთქმის დოზაზე, დასხივების მოქმედების ზომას ამ შემთხვევაში წარმოადგენს ზივერტი, რომელიც თავის მხრივ ისაზღვრება, როგორც 1 ჯ/კგ . ადრე ზივერტის ნაცვლად სარგებლობდნენ rem-ერთეულით (ინგლისურიდან – radiation equivalent man). rem-სა და ზივერტს შორის არსებობს თანაფარდობა: $1 \text{ rem} = 0,01 \text{ ზივერტს}$, ანუ $1 \text{ ზივერტი} = 100 \text{ rem}$, ხოლო $1 \text{ rad} = 0,01 \text{ ზივერტს}$.

რადიაქტიური დაშლის სიჩქარე მუდმივად მცირდება და ნულს უახლოვდება. ყოველ რადიაქტიურ იზოტოპს გააჩნია დამახასიათებელი კონსტანტა λ , რომელსაც რადიაქტიური მუდმივა ეწოდება. მას უკავშირდება რადიონუკლიდის საშუალო სიცოცხლის ხანგრძლიობა T , რომელიც $1/\lambda$ -ს ტოლია. რადიონუკლიდის ნახევარდაშლის პერიოდი $T_{1/2}$ არის დროის მონაკვეთი, რომლის დროსაც მოცემული ელემენტის რადიაქტიური ატომების რიცხვი ორჯერ შემცირდება. დროის ერთეულში დაშლათა რიცხვი რადიონუკლიდის აქტივობას (α) განსაზღვრავს. იგი ტოლია λ -ს ნამრავლისა N -ზე (მოცემულ მომენტში რადიაქტიური ბირთვების რიცხვზე): $\alpha = \lambda N$. რადიაქტიური დაშლის კანონის თანახმად, ნახევარდაშლის 2 პერიოდის ტოლ დროის მონაკვეთში დარჩენილი ბირთვების რაოდენობა მცირდება და $(1/2)^2$ -ის ტოლ ნაწილს შეადგენს [2].

ორგანიზმში რადიონუკლიდის მოხვედრის შემდეგ მისი მავნე

ზემოქმედების შეფასებისათვის შემოღებულია ე.წ. ბიოლოგიური ნახევარგამოყვანის პერიოდის ცნება, რომლის განმავლობაშიც შთანთქმული რადიოაქტიური იზოტოპის ნახევარი სტოკებს ორგანიზმს. ბიოლოგიური ნახევარგამოყვანის პერიოდისა ($T_{ბიოლ}$) და ნახევარდაშლის ფიზიკური პერიოდის ($T_{ფიზ}$) დახმარებით შეიძლება გამოითვალოს ორგანიზმზე ან რომელიმე ორგანოზე გამოსხივების ზემოქმედების საშუალო ეფექტური პერიოდი ($T_{შპ}$). ეს სიდიდე ახასიათებს დროის მონაკვეთს, რომლის დროსაც შთანთქმული რადიონუკლიდის დაშლის ხარჯზე ორგანიზმის ქსოვილების დასხივება ხდება:

$$T_{შპ} = \frac{T_{ბიოლ} \cdot T_{ფიზ}}{T_{ბიოლ} + T_{ფიზ}}$$

№4 ცხრილში მოყვანილია ზოგიერთი რადიონუკლიდისათვის აღნიშნულ პარამეტრთა მნიშვნელობები [2]

ცხრილი 4

ზოგიერთი მნიშვნელოვანი რადიონუკლიდის $T_{ფიზ}$, $T_{ბიოლ}$ და $T_{შპ}$ სიდიდეები

რადიონუკლიდი	$T_{ფიზ}$	$T_{ბიოლ}$	$T_{შპ}$	გამოსხივების სახე
ტრიტიუმი ^3H	12,26 წელი	19 დღე	19 დღე	β
ნახშირბადი ^{14}C	5730 წელი	35 დღე	35 დღე	β
ფოსფორი ^{32}P	14,3 დღე	10 წელი	14,1 დღე	β
კალიუმი ^{40}K	$1,28 \cdot 10^9$ წელი	37 დღე	37 დღე	β , β^+
კალციუმი ^{45}Ca	165 დღე	50 წელი	163,5 დღე	β
სტრონციუმი ^{90}Sr	28,1 წელი	11 წელი	7,9 წელი	β
იოდი ^{131}I	8,07 დღე	138 დღე	7,6 დღე	β , γ
ცეზიუმი ^{137}Cs	30,23 წელი	70 დღე	69,6 დღე	β , γ
ბარიუმი ^{137}Ba	12,8 დღე	200 დღე	12 დღე	β , γ
რადონი ^{222}Rn	3,824 დღე	-	-	α
რადიუმი ^{226}Ra	1600 წელი	55 წელი	53,2 წელი	α , γ
ურანი ^{235}U	$1,62 \cdot 10^5$ წელი	300 დღე	300 დღე	α , γ
პლუტონიუმი ^{239}Pu	24400 წელი	120 წელი	120 წელი	α , γ

დასხივებისას ორგანიზმზე მიყენებული ზიანის გამო, ტოქსიკანტების ანალოგიურად, აუცილებელია შემუშავდეს ზღვრულად დასაშვები დოზები. სხივური დაზიანებისას არ არსებობს ზღვრული მნიშვნელობები და იძულებული ვხდებით ვიხელოვანდეთ დასხივების იმ დოზების განუზღვრელი შეფასებით, რომელიც ადამიანისათვის უზიფათოა.

მეორე მსოფლიო ომის დამთავრების შემდეგ, შემოღებულ იქნა ე.წ. ასატანი დოზის ცნება, რომელიც ბუნებრივ (ფონურ) აქტივობასთან შედარებით გარემოში გამოსხივების გაორმაგებულ აქტივობას შეესაბამება, მოგვიანებით, რადიაციული დაცვის საერთაშორისო კონგრესმა წამოაყენა წინადადება, რომ უახლოესი 30 წლის განმავლობაში რეკომენდაცია გასწოლად ბუნებრივ ფონზე დამატებით დასაშვებ რადიაციულ დატვირთვას 0,005 Gr (5 rad)-ის ოდენობით. გარკვეული დროის განმავლობაში 5 მლნ ზივრტი მაქსიმალურად დასაშვებ წლიურ დოზად ითვლებოდა, რაც დაახლოებით დასხივების 0,05 Gr-ს წლიურ ან 0,15 Gr (15rad)-ის 30 წლიან დოზას შეესაბამება.

ატმოსფეროში ბირთვული იარაღის გამოცდის შემდეგ, ხელოვნურად დაზიანებული რადიონუკლიდებით შეძლებისდაგვარად ნაკლები დაბინძურების პრინციპით. ჩერნობილის ავარიამ (1986წ), რომელიც კოლოსალური რადიონუკლიდური გამონატყორცნებით წარიმართა, კვლავ მწვავედ დააყენა კონკრეტული ზღვ-ის შემუშავების საკითხი, რადგან მკვეთრად გამოძღვანდა ანთროპოგენური რადიონუკლიდური დაბინძურების კლების პრინციპის არასრულფასოვნება. გამოცდილება გვიჩვენებს, რომ ანთროპოგენური რადიონუკლიდური დაბინძურების ზღვრული მნიშვნელობების დადგენისას გათვალისწინებული უნდა იყოს არა მარტო მეცნიერულად დასაბუთებული კრიტერიუმები, არამედ პრაქტიკული მონაცემებიც.

რადიონუკლიდურ აქტივობასთან პროფესიულად დაკავშირებული პირებისათვის რადიაციული ნორმების შედგენისას საჭირო ხდება სრულიად განსხვავებული მიდგომების გამოყენება. ადამიანთა ამ ჯგუფში სხივური დაზიანების განსწორება და ავადმყოფობების განვითარება, დროთა განმავლობაში ადრე დადგენილი ნორმების მიუღებლობასთანაა დაკავშირებული.

8.2 ბუნებრივი რადიონუკლიდების წყაროები

ბუნებრივი რადიაცია, რომლის ზემოქმედებასაც ადამიანის ორგანიზმი განიცდის, სამი სახის კომპონენტს – კოსმოსურ გამოსხივებას, დედამიწის რადიოაქტიური მინერალების γ -გამოსხივებას და ორგანიზმის ქსოვილებში საკვებიდან მოხვედრილი უმნიშვნელო რაოდენობის რადიოაქტიური ელემენტების გამოსხივებას მოიცავს. კოსმოსური სხივები გამოსხივების გარეგანი წყაროა, რომელიც ორგანიზმს განჭოლავს. დედამიწის ქერქში და შესაბამისად, საშენებლო მასალებში არსებული რადიოაქტიური ელემენტები გამოსცემენ სხივებს, რომლებიც გაშუღმებით აღწევენ ორგანიზმში და რადიაციის გარეგან წყაროს წარმოადგენენ. ადამიანის საკვები პროდუქტები შეიცავს იშვიათ რადიოაქტიურ ელემენტთა მიკრორაოდენობას, რომელიც ორგანიზმის შიგნით ხვდება და გამოსხივების მუდმივ შინაგან წყაროს წარმოადგენს.

კოსმოსური გამოსხივების სამი წყარო არსებობს: 1. გალაქტიკური რადიაცია, რომელიც კოსმოსის შორეული სივრცეებიდან და შესაძლოა, მზის სისტემის გარედანაც კი მოედინება; 2. რადიაცია, რომელიც დედამიწის გარშემო ცირკულირებადი დამუხტული ნაწილაკებით იქმნება; 3. მზიდან მოღწეული რადიაციის მძლავრი ნაკადები, ე.წ. მზის კორპუსკულური მოვლენები.

დედამიწაზე მოღწეული კოსმიური სხივების სიმძლავრე გეოგრაფიული განედისა და ზღვის დონიდან სიმაღლეზე დამოკიდებულებით მერყეობს. გეოგრაფიულ განედზე რადიაციის სიმძლავრის დამოკიდებულება იმითაა განპირობებული, რომ დედამიწა თავისებურ გეგანტურ მაგნიტს წააგავს, ამიტომ კოსმოსური სხივები, რომლებიც დამუხტული ნაწილაკებია, ეკვატორის სიახლოვეს გადახრას განიცდიან და დედამიწის პოლუსების ჩაზნექილობებში იყრიან თავს. ამის შედეგად მათი სიმძლავრე ეკვატორიულ ზონებში მინიმალურია და პოლუსებთან მიახლოებისას იზრდება. ზღვის დონიდან დიდ სიმაღლეზე ატმოსფერო ძლიერაა გაუხშობელი და კოსმოსურ სხივებს სუსტად შთანთქავს, რის გამოც მათი ინტენსივობა აქ საკმაოდ მაღალია. ამ შემთხვევაში სიმაღლეს უფრო დიდი მნიშვნელობა აქვს, ვიდრე გეოგრაფიულ განედს.

ბუნებრივი რადიოაქტიური ნივთიერებები ფართოდაა გავრცელებული დედამიწის ქერქში. როგორც წესი, ბუნებრივი

რადიონუკლიდები ძირითადად გრანიტის ჯიშებში კონცენტრირდება. კირიან და ქვიშან ჯიშებს დაბალი რადიოაქტიურობა გააჩნიათ, თუმცა ზოგიერთი გარსი ძლიერ რადიოაქტიურია, განსაკუთრებით ისინი, რომლებიც ორგანულ ნაერთებს შეიცავენ. კირიანი ზედაპირიდან 90 სმ-ზე გამოსხივების სიმძლავრის საშუალო წლიური დონე $\sim 0,02$ rad-ს შეადგენს, მაშინ როდესაც გრანიტის ზედაპირიდან შესაბამისი პარამეტრი 0,15 rad-ის ტოლია. აქვე შევნიშნავთ, რომ მოყვანილი მნიშვნელობები ძლიერ ვარიაბელურია და ამიტომ მიახლოებით სიდიდეებად უნდა განიხილებოდეს.

ბუნებაში გავრცელებულია ორი ძლიერ რადიოაქტიური ელემენტი ურანი (^{238}U) და თორიუმი (^{232}Th). მათი ნახევარდაშლის პერიოდი მილიონობით წლებია. რადიოაქტიურია მათი დაშლის პროდუქტებიც, რომლებიც ნახევარდაშლის უფრო მოკლე პერიოდით ხასიათდებიან.

ადამიანის ორგანიზმი ჩვეულებრივ მცირე რაოდენობის რადიონუკლიდებს შეიცავს, რომლებიც მასში კვების პროდუქტებიდან ხვდება. დასხივების დოზა ამ შემთხვევაში ძლიერ დაბალია და წელიწადში 0,001 rad-ს არ აღემატება. ერთადერთი იზოტოპი, რომელსაც საგრძნობი წვლილი შეაქვს ადამიანის შინაგან დასხივებაში, რადიოაქტიური კალიუმი. ორგანიზმში იგი კუჭ-ნაწლავის ტრაქტიდან ხვდება. მისი კონცენტრაცია ორგანიზმის ასაკზე დამოკიდებულია. ბუნებრივი რადიოაქტიური კალიუმი სასქესო ჯირკვლების ქსოვილებში 0,002 rad სიმძლავრის დასხივებას იძლევა, რასაც აუცილებლად ანგარიში უნდა გაეწიოს, როგორც მუტაციის შესაძლო მიზეზს.

ბუნებრივი წყაროს რადიაციის დონე მეტ-ნაკლებად მუდმივია. დედამიწის განვითარების განსაზღვრულ საწყის სტადიაზე ბუნებრივი რადიაციული ფონი დღევანდელთან შედარებით რამდენჯერმე მაღალი იყო, ხოლო ბოლო რამდენიმე ასწლეულში მისი ინტენსივობა მნიშვნელოვნად არ შეცვლილა. მეორე მხრივ რადიაციის ფონი პლანეტის რეგიონებისაგან დამოკიდებულებით ვარიირებას განიცდის. ზოგიერთ რეგიონში საშუალო დონეს იგი შეიძლება 10-ჯერ აღემატებოდეს. საერთო ექვივალენტური დოზის ტიპური საშუალო მნიშვნელობა, რომელსაც ადამიანი რადიაციის სამი ბუნებრივი წყაროდან წლიურად იღებს 0,098 rad-ს შეადგენს [3].

8.3 ანთროპოგენური რადიონუკლიდების წყაროები და მათთან დაკავშირებული პრობლემები

გამოსხივების ანთროპოგენური წყაროების ჩამოთვლისას უპირველესად ისინი განიხილება, რომლებიც მოსახლეობისათვის გარკვეულ საფრთხეს წარმოადგენს. ამ შემთხვევაში მედიცინაში დიაგნოსტიკური და თერაპიული მიზნებისათვის გამოყენებული რენტგენის რადიონუკლიდური გამოსხივება უნდა დავასახელოთ. 80-იანი წლებიდან მოყოლებული მრავალი მოძველებული ტიპის რენტგენული დანადგარი თანამედროვე აპარატურით იქნა შეცვლილი, რომლებშიც გამოსხივების მცირე დოზები გამოიყენება. ამის გამო, საგრძნობლად შემცირდა პაციენტზე სხივური დატვირთვა. გამოსხივების ზემოქმედებისაგან დაცვის საუკეთესო საშუალებაა ორგანიზმის იმ ნაწილების საიმედო ეკრანირება, რომლებიც სამედიცინო მიზნებისათვის საინტერესო არაა. ამ ღონისძიების ეფექტურობა დამოკიდებულია როგორც მომსახურე პერსონალის მუშაობის ხარისხზე, ასევე გამოსხივების წყაროსთან ავადმყოფის კონტაქტის ინტენსივობაზე. რენტგენოლოგიასა და რადიოლოგიაში მიღწეული წარმატებების მიუხედავად, მედიცინა მაინც რჩება ორგანიზმზე გამოსხივების ხელოვნური ზემოქმედების ძირითად წყაროდ.

მაიონიზებული გამოსხივების მცირე დოზების ორგანიზმზე ზემოქმედების შეფასებისას, ხშირად ვხვდებით მონაცემებს, რომლებიც მათ დადებით ეფექტებზე მიუთითებენ. მნიშვნელოვან არგუმენტად ითვლება მცენარის დაჩქარებული ზრდა. საწინააღმდეგო პოზიციის მიხედვით, ეს მონაცემები არა იმდენად დასხივების მცირე დოზაზე მიუთითებენ, რამდენადაც მცენარის ფიზიოლოგიის არასათანადო ცოდნაზე. ამ მოსაზრების მომხრეები თვლიან, რომ სუსტი დასხივებით გამოწვეული დაჩქარებული ზრდა გარე ზემოქმედებაზე მცენარის სპეციფიკური რეაქცია უფროა, ვიდრე მისი ცხოველმშობლების გაძლიერება. მსგავსი მოვლენა შენიშნულია ბრინჯის კულტურაში, რომელშიც რაიმე დაავადება მცენარის გაძლიერებულ ზრდას იწვევს, მაგრამ პარალელურად ხდება სოკოვანი ინფექციის შეჭრის გააღვივება, ყვავილობის შემცირება და ფოტოსინთეზის მოშლა. როგორც გაირკვა, მცენარის ზრდის დაჩქარება დაკავშირებულია გარკვეული ფიტოჰორმონების სინთეზის გაძლიერებასთან, რაც მცენარის სიმსივნურ ქსოვილებშიც შეინიშნება [4].

ანთროპოგენური რადიაციული დაბინძურების მნიშვნელოვან წყაროდ ატომურ ელექტროსადგურებზე (აქმს) მომხდარი ავარიები ითვლება. მსოფლიოში არსებულ 400 აქმს-ზე არა ერთი მცირე, თუ საშუალო ავარია აღირიცხა. მოხდა ისეთი მსხვილი ავარიებიც, როგორც იყო უონდკეილში (ინგლისი) 1957 წელს და ავარია ჰარისბურგში თრი-მაილ-აილენდის რეაქტორზე (აშშ) 1979 წელს. 1986 წლის ჩერნობილის აქმს-ზე მომხდარი ავარია ატომური ენერგეტიკის ისტორიაში უდიდესია. ამ ავარიის შედეგად დაზიანდა რეაქტორის მეოთხე ბლოკი და დაირღვა სითბოგამომყოფი ელემენტების (სბმ) ჰერმეტიზაცია. გადახურების შედეგად მოხდა წყლის დისოციაცია, წყალბადის დაგროვება და რეაქტორის შეძგომი აფეთქების გამო რადიოაქტიური საწვავის კოლოსალური ამოფრქვევა. გარემოში კატასტროფის თანმხლები ზემოქმადარი რადიოაქტიური გამოსხივების შედეგები თავისთავზე იწვნიეს არა მარტო მომსახურე პერსონალმა (ადგილზე დაიღუპა 30 ადამიანი) და კატასტროფის ლიკვიდაციის მონაწილეებმა, არამედ ევროპის მოსახლეობის უდიდესმა ნაწილმა [5].

ავარიის კერის ლიკვიდაციის, ჯაჭვურ-ბირთვული რეაქციების გამორიცხვისა და აეროზოლური ნაწილაკების ამოფრქვევის შემცირების მიზნით რეაქტორის მალარო ამოვსებულ იქნა დოლომიტით, ქვიშით, თიხით და ტყვიის ნერთებით. ამის შედეგად რეაქტორის მალარო დაიფარა ფხვიერი მასით, რომელიც ინტენსიურად შთანთქმავს აეროზოლურ ნაწილაკებს.

ბირთვული ენერჯის მისაღებად ჩვეულებრივ გამოიყენება ^{238}U -ის, ^{235}U -ისა და ^{239}Pu -ის მძიმე ბირთვების გახლეჩის ენერჯია. ჯაჭვური რეაქციისათვის აუცილებელია განსაზღვრული კრიტიკული მასა, რომ ნეიტრონების მოქმედებით ატომურ რეაქტორში რადიოაქტიური მასალის დაშლა განხორციელდეს. ჩამოთვლილ რადიოაქტიურ ნუკლიდებს თავისი კრიტიკული მასა აქვთ. ^{235}U -ისთვის იგი ~50კგ-ს, ხოლო ^{239}Pu -ისთვის 5-10 კგ-ს შეადგენს. ატომგულების გასახლეჩად ნეიტრონების აუცილებელი ენერჯია შემანელებლების (მძიმე წყლის ან გრაფიტის) საშუალებით რეგულირდება.

სბმ-ის ბუდეები სპეციალური მაღალი სიმტკიცის კამერებში მონტაჟდება, რადგან წყლის რადიოლიზს თან ახლავს წყალბადისა და უანგბადის მგრვინიზაცია ნარევის წარმოქმნა. ბირთვული რეაქტორის მაღალი

სიმტკიცის საფუძველი მძლავრი ბეტონის გარსითაა გარემოცული, რომელიც γ -გამოსხივებას აკავებს. თავის მხრივ ბეტონის გარსი ფოლადის პერანგშია ჩამჯდარი და დამატებით ვარე ბეტონის გარსითაა დაფარული, რომელიც მთლიან ნაგებობის მექანიკური ზემოქმედებისაგან (მაგალითად, მიწისძვრისაგან) იცავს.

აქს-ის უსაფრთხოობის უზრუნველსაყოფად ითვალისწინებენ არამარტო ყველა დამცველი მოწყობილობის შეუფერხებელ მუშაობას, არამედ ყველა კვანძის – სამაცივრო ქსელის, ვენტილაციის, მილგაყვანილობის და სხვა ტექნიკური დანადგარების სრულ გამართულობას, რომ საავარიო სიტუაციებისას უზადოდ იმოქმედოს რადიაციური დაცვის ამ ურთულესმა სისტემამ.

ჩერნობილის ავარიის შემდეგ გაცხოვლებული დისკუსიები გაიმართა საერთოდ აქს-ების მშენებლობასა და ექსპლოატაციასთან დაკავშირებით. კრიტიკული დამოკიდებულება გამოიწვია არა მარტო ნორმალური მუშაობის რეჟიმში რადიონუკლიდების გამოყოფამ, არამედ სხვა პრობლემებაც. თვლიან, რომ რეაქტორის ვარე გარსი არასაკმარისად მტკიცე და საიმედოა, თუმცა ეს ნაკლი, რომელიც ზოგიერთ რეაქტორს მართლაც გააჩნია, შეიძლება გამოსწორდეს. გამოთქმულია აგრეთვე საფუძვლიანი ეჭვები იმის თაობაზე, რომ რეაქტორის მნიშვნელოვანი ნაწილის გაღობის საფრთხე გაცილებით მეტია, ვიდრე ეს დოკუმენტაციებშია ნაჩვენები. ამასთან, განსაკუთრებულ ყურადღებას ორ გარემოებას აქცევენ: პრაქტიკაში გაცილებით უფრო ხშირად აქვს ადგილი მასალების “გადაღლას”, ვიდრე ეს თეორიულადაა ნაგარაუდები, რამდენადაც გამოსხივება მათ თვისებებზეც მოქმედებს; ძლიერ მნიშვნელოვანია ადამიანური ფაქტორიც, რადგან დღემდე მომხდარი თითქმის ყველა მსხვილი ავარია ვარკვეულწილად აქს-ის მომსახურე პერსონალის შეცდომებთანაა დაკავშირებული.

ჩერნობილის აქს-ის ავარიამ ნათლად აჩვენა, თუ რა ზიანი შეიძლება მოიტანოს რეაქტორის გაღობამ. კატასტროფის მსხვერპლთა რიცხვში შედის არა მარტო ის 250 ადამიანი, რომელიც 1989 წლამდე დაიღუპა, არამედ ისინიც, ვინც მომავალ ათწლეულებში სიმსივნური დაავადებებით დაიღუპებიან. უეჭველია დასხივებულ მოსახლეობაში მუტაციური ცვლილებების აღმზრაც, რაც აუცილებლად გამოვლინდება მომდევნო თაობებში. ჩერნობილის კატასტროფის თვალსაჩინო შედეგია

რადიოაქტიური ნალექებით ევროპის დაბინძურება, რამაც შვედეთი აიძულა ცხოველთა მასიური კვლა ჩატარებინა. სხვა ქვეყნებში რადიონუკლიდებით დაბინძურდა მოსავალი. 1989 წელს გერმანიაში გაფრთხილებულ იქნა მოსახლეობა სოკოს გამოყენებაზე, მასში ^{137}Cs -ის შემცველობის გაზრდის გამო. თვით ჩერნობილის ვარშემო მიმდებარე ტერიტორიები იმდენადაა დაბინძურებული რადიონუკლიდებით, რომ სოფლის მეურნეობისათვის აბსოლუტურად გამოუყენებელია. ამ უვარგისი მიწების საერთო ფართობი საშუალო ევროპული სტანდარტებით დადგენილი არ არის.

სხვა პრობლემაა ნამუშევარი სტრ-ის არსებობა, რომლებიც კრიტიკულ მასაზე მეტი მასის მქონე დასამლელ მასალას იგროვებენ. ეს ნარჩენები ან უნდა გადაშუშავდეს, ან სპეციალურ სამარხებში შევროვდეს. სტრ-ის რეგენერაციისას მათ აზოტმჟავით ამუშავებენ და გამოაქვთ საჭირო რადიონუკლიდები, ძირითადად ^{235}U , ^{239}Pu და სხვა იზოტოპები. რადიონუკლიდებს, რომლებიც შეიძლება კვლავ იქნას გამოყენებული, აზოტმჟავური ხსნარდან სხვა მინერალური მჟავებითა და ორგანული გამხსნელებით წვლილავენ და შემდგომ ახალ სტრ-ში ამუშავებენ. გადაშუშავების ეს საკმაოდ გონივრული მეთოდიც კრიტიკულ შეფასებას იმსახურებს, რადგან ასეთი დანადგარები რადიოაქტიური დაბინძურების გაცილებით მეტ საფრთხეს ქმნიან, ვიდრე თვით აქს. ინგლისსა და საფრანგეთში ასეთი დანადგარებიდან რადიოაქტიური ნარჩენების ნაწილი პირდაპირ ატლანტის ოკეანეში იღვრება. როგორც გამოირკვა, ისინი წყალში თანაბრად კი არ ზავდებიან, არამედ ზღვის დინებებით ჩრდილოეთისაკენ გადაადგილდებიან.

რეგენერაციის დანადგარებში მაღალაქტიური ნარჩენების ზანგრძლივი შენახვის საწინააღმდეგოდ მოჰყავთ არგუმენტი იმის შესახებ, რომ ამ დროს ისინი არასაკმარისად იხსნებიან. ლიკვიდაციისას უძრაობის უზრუნველსაყოფად აქტიურ ნარჩენებს ათავსებენ თხევადი მინით ამოვსებულ ბლოკებში და მარხვენ მშრალ ბეტონირებულ კლდოვან შახტებში. მიუხედავად ამისა, გამოყენებული მასალები ზანგრძლივი დასხივების შედეგად კარგავენ სიმტკიცეს. ამის გამო ისინი არ შეიძლება გამოყენებულ იქნან ისეთი რადიონუკლიდების შესანახად, რომელთაც ნახევარდაშლის უაღრესად დიდი პერიოდი აქვთ. მაგალითად ^{239}Pu -ისათვის იგი 24300, ხოლო ურანის დაშლის პროდუქტებისათვის – 100 000 წელს შეადგენს. ადამიანმა ცოტა რამ არ გააკეთა მაღალრადიოაქტიური ნარჩენების

ლიკვიდაციის მეთოდების შემუშავებაში, მაგრამ მაინც არ ვიცით, რომელ მათგანს მივანიჭოთ უპირატესობა. ყოველ შემთხვევაში, ყველაზე დიდ უნდობლობას იწვევს მათი დამარხვა ოკეანეებისა და ზღვების სიღრმეებში.

შემდეგი პრობლემა იმაში მდგომარეობს, რომ ბირთვული საწვავის მარაგი განსაზღვრულია დროით. ბუნებრივი ურანის მარაგი საყოფია დაახლოებით 100 წლის განმავლობაში. ეს ვადა შეიძლება გახანგრძლივდეს, თუ ყველა ნამუშევარი სბმ მუდმივად რეგენირდება, ან ჩვეულებრივი რეაქტორის ნაცვლად რეაქტორ-გამამრავლებლები იქნება გამოიყენებული, რომლებშიც ნეიტრონებით დასხივებით დაუშლადი ^{232}Th -დან და ^{238}U -დან დაშლადი ^{233}U და ^{239}Pu მიიღება, მაგრამ ამ შემთხვევაშიც თავს იჩენს ახალი პრობლემები. საქმე იმაშია, რომ დასაშლელი მასალა 20-25% ^{239}Pu -ს შეიცავს, რომელსაც უაღრესად დიდი ნახევარდაშლის პერიოდი აქვს და სადღეისოდ ცნობილი ელემენტებიდან ყველაზე მომწაპველია. ადამიანისთვის მისი მაქსიმალურად დასაშვები დოზა 0,001 მგ-ს შეადგენს, ამიტომ მასთან მუშაობისას უსაფრთხოების განსაკუთრებული ზომებია საჭირო. გარდა ამისა, ასეთი რეაქტორების ავარიებისას საფრთხე გაცილებით მეტია, ვიდრე ჩვეულებრივი ტიპის რეაქტორების შემთხვევაში.

დასაშლელი მასალის დაზოგვის სხვა პროექტი, რომელიც აგრეთვე გარკვეულ წინააღმდეგობებს ხვდება, ჰიბრიდული ელექტროსადგურების შექმნას ითვალისწინებს. ასეთი რეაქტორები ერთდროულად იძლევიან ელექტროენერგიასა და სითბოს. ჩვეულებრივ, ისინი დიდი ქალაქების ან მსხვილი სამრეწველო რაიონების უშუალო სიახლოვეს შენდება. დასაშლელი მასალა აქ გრაფიტის ისეთ სფერულ ფორმებში თავსდება, რომლებიც რეაქტორის მუშაობის პერიოდში თანდათანობითი შეცვლის საშუალებას იძლევა. ასეთ რეაქტორებში ^{13}C -ის, ^{14}C -ისა და ^3H -ის (ტრიტიუმის) გაჟონვის დიდი ალბათობაა, რაც კვებითი ჯაჭვის რადიოაქტიური დაბინძურების საფრთხეს ქმნის. ეს განსაკუთრებით ^{14}C -ს ეხება, რომლის ნახევარდაშლის პერიოდი 5 000 წელია. ქალაქებთან ასეთი რეაქტორების სიახლოვე, ავარიის შემთხვევაში მოსახლეობისათვის დიდ საშიშროებას წარმოადგენს.

კიდევ ერთი პრობლემა ისაა, რომ ~30 წლის მუშაობის შემდეგ ყველა აშს უნდა შეჩერდეს, რადგან თვითონ ხდება მუდმივი ინტენსიური დასხივების ობიექტი. დგება საკითხი იმის შესახებ თუ სად და როგორ უნდა იქნას შენახული საიმედოდ აშს-ის ცალკეული ბლოკები და კვანძები.

პრობლემურია რეაქტორში წარმოქმნილი ტრიტიუმიანი წყლის შენახვაც. მისი უკონტროლო გამოყოფა ჰაერის, სასმელი წყლისა და კვების პროდუქტთა რადიოაქტივობით მუდმივი დაბინძურების საფრთხეს ქმნის. ტრიტიუმის რბილ β -გამოსხივებას მაღალი მაიონიზებული უნარი აქვს. ტრიტიუმიანი წყლის არსებობის დიდი ხანგრძლივობა (ათჯერადი ნახევარდაშლის პერიოდი 123 წელია), უაღრესად ართულებს მის შენახვას და სადღეისოდ არაა მიღებული პრობლემის დამაკმაყოფილებელი გადაწყვეტა.

რადიოეკოლოგიური პრობლემები ბირთვული პროგრამების რეალიზაციის დასაწყისშივე წარმოიქმნა და გლობალური ხასიათი მიიღო ატომური იარაღის პირველი ნიშნების საბრძოლო გამოყენებისა და აგრეთვე ატმოსფეროში, წყალქვეშ და მიწისქვეშ გამოცდების შედეგად. როგორც დავრწმუნდით, გლობალური თვალსაზრისით არანაკლებ მნიშვნელოვანია ბირთვული ენერგეტიკული სისტემებიც. ბირთვული იარაღის გამოცდა ან გამოყენება ფართო საზოგადოების ძალისხმევით შედეგად შეიძლება პრაქტიკულად აიკრძალოს, მაშინ როდესაც ბირთვული ენერგეტიკის უსაფრთხო განვითარების შესახებ კატეგორიული დასკვნების გაკეთება შეუძლებელია. უფრო მეტიც, რეალურად არსებული მდგომარეობა საფუძველს გვაძლევს შემოთავაზება გამოვთქვათ მრავალი წლის განმავლობაში რადიონუკლიდური საფრთხის შესახებ. ბირთვული ენერგეტიკული დანადგარებიდან ამოტყორცნილი რადიონუკლიდების გლობალური გავრცელების გამო, საცხოვრებლად შეიძლება უვარგისი შეიქმნას ნებისმიერი ქვეყნის ტერიტორია.

8.4 ჰაერიდან რადიონუკლიდებით მცენარის დაბინძურება

რადიონუკლიდები მცენარის ქსოვილებში ძირითადად ორი გზით ხვდება: ჰაერიდან უშუალო დალექვით, როდესაც რადიოაქტიური ნაწილაკები მცენარის მიწისზედა ნაწილებზე ილექება, მის ზედაპირზე მავრდება და აღწევს ქსოვილებში; ან არაპირდაპირი გზით, როდესაც ნიადაგში მოხვედრილი რადიონუკლიდები სხვა საკვებ ნივთიერებებთან ერთად მცენარის ფესვთა სისტემით შეითვისება.

ატმოსფეროდან დანალექი ნაწილაკების მცენარულ საფარზე დაყოვნება დამოკიდებულია თვით ნაწილაკთა ფიზიკურ თვისებებზე და

მცენარის ზრდის თავისებურებებზე. დალექილი პროდუქტების შემდგომი ბედი კი მათ ხსნადობაზე, წვიმისა და სხვა პროცესების მოქმედებით მცენარიდან მოცილების სინქარეზეა დამოკიდებული.

მცენარეებს სხვადასხვა ნივთიერებების შთანთქმა არამარტო ხსნარების სახით შეუძლიათ. ნუკლიდები თუ უხსნადებია, ისინი მცენარეს ზედაპირულად აბინძურებენ. ხსნადი ნივთიერებები კი შთანთქმება ფოთლებით, მწვანე ღეროებითა და ნაყოფებით. ეს პროცესები ჩვეულებრივ ძლიერ ნელა მიმდინარეობს და ამიტომ კარგად ხსნადი რადიონუკლიდებიც დიდი ხნის განმავლობაში მცენარის ზედაპირზე რჩება. ბირთვული იარაღის გამოცდის შემდეგ, ნაწილაკები, რომელთა დიამეტრი 45 ნმ-ს აღემატება, ფოთლებზე იშვიათად ყოვნდება. ისინი მცენარის ზედაპირიდან ირეკლება და მის ქვედა ნაწილებზე, ან ნიადაგში ხვდება. შედარებით მცირე ნაწილაკებს მცენარეები უკეთესად იკავებენ. ამ შემთხვევაში დიდი მნიშვნელობა აქვს მცენარის ფორმას. ნაწილაკები ინტენსიურად კავდება ფოთლის ილღიებში, ყველაზე ეფექტური “მტვერსასრუტია” ბეწვით შემოსილი მცენარე. ნაწილაკები უპირატესად მცენარის ბაზალურ ნაწილსა და ყვავილელებში გროვდება. საყურადღებოა, რომ საძოვრებზე რადიოაქტიურ ნაწილაკთა ყველაზე დიდი რაოდენობა ბაზალურ ნაწილში გროვდება, რომელიც იმ დონეზე ქვევით იმყოფება, სადამდეც მას ცხოველი საკვებად იყენებს. შემდეგ, თუ რადიოაქტიური ნაწილაკები ხსნარში გადადიან, ისინი შეიძლება ღეროებმა და ზედაპირულმა ფესვებმა შთანთქან და მცენარის ზედა, ცხოველის საკვები ნაწილისაკენ გადაანაცვლონ.

8.4.1 რადიონუკლიდები ნიადაგში და მათი შეღწევა მცენარეში

ამს-ების მუშაობის, ან ბირთვული იარაღის გამოცდის შედეგად, რადიონუკლიდები ბუნებრივ გარემოში ელემენტების ან ოქსიდების სახით ხვდება. მათი თვისებები არაფრით არ განსხვავდება შესაბამისი სტაბილური იზოტოპების თვისებებიდან. β-გახლეჩისას წარმოქმნილი ელექტრულად დაუხტული ნაწილაკების თავისებურება მხოლოდ იმაში მდგომარეობს, რომ აეროზოლებთან ურთიერთქმედების ტენდენცია, და ამდენად, ფილტვებში მოხვედრის მეტი ალბათობა გააჩნიათ.

მონაცემები ნიადაგში რადიონუკლიდების ქცევის შესახებ საკმაოდ არასრულია. ითვლება, რომ რადიოაქტიური ცეზიუმი ისევე იქცევა, როგორც

სხვა ტუტე მეტალები, ხოლო რადიოაქტიური სტრონციუმი და რადიუმი თვისებებით სხვა ტუტე მიწათა მეტალების ანალოგიურია, ამიტომ მათ შედარებით სწრაფად უნდა წარმოქმნან შესაბამისი წყალში ან მჟავაში ხსნადი კარბონატები.

ახლადდალექილი რადიონუკლიდების ნიადაგში ჰორიზონტალურ განაწილებას ძირითადად ძლიერი წვიმების შედეგად წარმოქმნილი ზედაპირული ნიაღვრები განსაზღვრავენ. მცენარეულობით ღარიბ ნიადაგებში რადიოაქტიურ ნივთიერებათა ასეთმა მიგრაციამ შეიძლება მნიშვნელოვანი მასშტაბები მიიღოს. იმის გამო, რომ ჰორიზონტალური გადატანის შედეგად გახლეჩის პროდუქტები შეიძლება მდინარეების ქსელში მოხვდნენ, ნიადაგის ზედაპირის ერთეულზე მათი ნარჩენი რაოდენობა კულმინაციურ დანალექზე მცირეა.

რადიოაქტიურ ნივთიერებათა ვერტიკალური გადაადგილება შეიძლება იყოს ან იმ ნაწილთა მექანიკური გადატანის შედეგი, რომლებზეც რადიონუკლიდებია სორბირებული, ან თვით თავისუფალ იონთა გადამოდრევა. დამუშავებულ ნიადაგებში გახლეჩის პროდუქტები შედარებით თანაბრად არიან შერეული ნიადაგის სახნავ ფენებში. ძლიერი წვიმების პირობებშიც ნაწილაკთა მექანიკური შერევა შეიძლება არ აღემატებოდეს ნიადაგის რამოდენიმე მმ-ის საზღვრებს.

ნიადაგი თუ არ მუშავდება, გახლეჩის პროდუქტთა მიგრაცია ზედა ფენებიდან ქვედა ფენებისაკენ ძლიერ ნელა ხორციელდება. მაგალითად, ზოგიერთ ნიადაგში ^{106}Ru -ის, ^{137}Cs -ის და ^{144}Ce -ის შეტანიდან ერთი წლის შემდეგ γ-გამოსხივების 80%-მდე ნიადაგის ზედა, 0-2,5 სმ-ის ფენაში იმყოფებოდა. ცალკეულ შემთხვევებში რადიოაქტიურ ნივთიერებათა ძირითადი ნაწილი კიდევ უფრო თხელ ფენაში ყოვნდებოდა [6]. რადიონუკლიდების ასეთი გასაოცრად მცირე ძვრადობა ნიადაგში სორბციულ პროცესებზე მიუთითებს. ლაბორატორიულმა გამოკვლევებმა აჩვენეს, რომ ზედაპირიდან 1 მ სიღრმეზე რადიონუკლიდების ჩასაღწევად 0,5-დან 5000-მდე წელია საჭირო. ამდენად, რადიონუკლიდებით ნიადაგის დაბინძურება უაღრესად ხანგრძლივი პროცესია და იგი დამოკიდებულია მინერალურ ნაწილაკებზე მათი სორბციის სიმტკიცესა და ნიადაგის წყლოვან რეჟიმზე. ქვიშა-ნიადაგებში წყლის ფილტრაცია გაცილებით სწრაფად ხდება, ვიდრე შედარებით მძიმე მექანიკური შემადგენლობის ნიადაგებში და ამ შემთხვევაში მჟავების ან მარილების შეტანა, რომლებიც

მყარი ფაზიდან გახლეჩის პროდუქტებს დესორბირებენ, რადიონუკლიდების ვერტიკალურ მიგრაციას აჩქარებენ. ნებისმიერი ნუკლიდის რაოდენობა, რომელიც მცენარეში შეიძლება ხსნარიდან შეითვისოს, მრავალი ურთიერთდამოკიდებული ფაქტორით ისაზღვრება. სიტუაცია უფრო რთულდება, თუ მცენარე ნიადაგზე იზრდება და არა ხსნარზე. იმ შემთხვევაშიც კი, როდესაც ნიადაგის მოცულობის ერთეულში ნუკლიდის კონცენტრაცია მუდმივია, ნიადაგის თხევად ფაზაში მისი პოტენციალი ან შემცველობა შეიცვლება სორბციის სიმტკიცის ცვლილებებისაგან დამოკიდებულებით ან მცირედხსნად ფორმაში გადასვლით. ნუკლიდის შთანთქმის სიჩქარე დამოკიდებულია აგრეთვე ნიადაგში კონკურირებადი იონების არსებობასა და მცენარის ფიზიოლოგიურ თავისებურებებზე.

ძვრადი იონების კონცენტრაციას დიდი მნიშვნელობა აქვს მცენარის მიერ კატიონური ფორმით არსებულ გახლეჩის პროდუქტთა შეთვისებაში, რადგან ყველაზე უფრო ხანგრძლივი სიცოცხლისუნარიანი რადიონუკლიდები ნიადაგში სწორედ ამ ფორმით იმყოფებიან. განსაკუთრებულ როლს ასრულებენ კალციუმის იონები. არსებობს უკუპროპორციული დამოკიდებულება მცენარეში კალციუმის იონების პოტენციალსა და ქიმიურად მსგავსი სტრონციუმის იონების დაგროვებასთან. გარკვეული გავლენა აქვთ სხვა კათიონებსაც, კერძოდ კალიუმის იონებს. მათი მაღალი კონცენტრაციებისას მცენარის მიერ ^{137}Cs -ის შეთვისება მკვეთრად ქვეითდება. მცენარეში რადიონუკლიდების შეღწევის შესამცირებლად, როგორც ჩანს, სასურველია კალციუმის დაბალი შემცველობის მქონე ნიადაგის მოკირიანება.

მცენარეში რადიონუკლიდების დაგროვება დამოკიდებულია ნიადაგში ორგანული ნივთიერებების შემცველობაზე. ნაჩვენებია მაგალითად, რომ ჰუმუსის რაოდენობის ზრდა აადვილებს მცენარის მიერ ^{137}Cs -ის შეთვისებას [7]. ამ გარემოებას დიდი მნიშვნელობა აქვს საძოვრების დაბინძურებაში, რომლებიც ნიადაგის ზედაპირულ ფენებში დიდი რაოდენობის ორგანულ კომპონენტებს შეიცავენ. არსებობს მონაცემები იმის შესახებაც, რომ შესაძლებელია მცენარის მიერ ^{90}Sr -ის შთანთქმის დაქვეითება ნიადაგში დიდი რაოდენობის ორგანული სასუქების შეტანისას [8].

როგორც აღვნიშნეთ, მცენარის მიერ მხოლოდ წყალში ხსნადი ნივთიერებები შთანთქმდება. ნიადაგის წყლოვან ფაზაში ელექტოლიტების კონცენტრაცია დაბალია და აქ ისინი დისოცირებულ მდგომარეობაშია.

ამის გამო, მცენარეში ისინი იონების და არა მოლეკულების სახით ხვდებიან. გარემოდან მცენარის ღეროში იონთა გადატანის პროცესი სამ ძირითად სტადიას მოიცავს:

1. **შთანთქმის საწყის სტადიას.** მცენარის ფესვების მოთავსებისას მარილთა განზავებულ ხსნარებში, თავდაპირველად შეინიშნება იონების, განსაკუთრებით კათიონების სწრაფი შეწოვა. 10-15 წუთის შემდეგ იონთა შთანთქმის სიჩქარე ეცემა უფრო დაბალ, მაგრამ მუდმივ დონემდე. საწყის პერიოდში შთანთქმის მაღალი სიჩქარე იმითაა განპირობებული, რომ იონთა თავისუფალი დიფუზიისათვის ქსოვილების მნიშვნელოვანი მოცულობა ადვილად მისაწვდომია. ასეთი ქსოვილებისათვის, რომლებშიც გახსნილია იონთა თავისუფალი შეღწევის საშუალებები, გამოიყენება ტერმინი “თავისუფალი სივრცე” [9]. აქ მყოფი იონები ადვილად მიმოივლებიან მცენარის გარეთ მყოფ იონებთან.
2. **იონთა გადატანას გამტარი ქსოვილებით, ანუ ჭურჭლოვანი ღერძული ცილინდრით.** იგი ფესვის ცენტრალურ ნაწილში იმყოფება და მისი საშუალებით იონები ზევით, ღეროსაკენ გადაადგილდებიან. პასიური დიფუზიით იონებს მასში შეღწევა არ შეუძლიათ. ეს გადატანა აქტიური პროცესია, რომელიც სუნთქვისას გამოთავისუფლებული ენერჯის ხარჯზე ხორციელდება. სწრაფი აკუმულირების უნარის მქონე იონები ჭურჭლების შემავსებელ წვეწმინდაში იხილება კონცენტრაციას ქმნიან, რომელიც მათ კონცენტრაციას ფესვის გარეთ მნიშვნელოვნად აღემატება.
3. **ჭურჭლოვან ქსოვილში აღმავალ მოძრაობას.** ტრანსპირაციულ ნაკადში წყლისა და იონების მოძრაობა ერთი მიმართულებით ხდება და ზოგჯერ მუხლთაშორისებში იონთა გადასაცვლების სიჩქარე ძლიერ მოქმედებს ტრანსპირაციის სიჩქარეზე; თუმცა ეს სრულიადაც არ ნიშნავს იმას, რომ ღეროში წყლისა და საკვებ ნივთიერებათა შესვლა ერთი და იგივე მექანიზმებით რეალიზდება. თუ ჭურჭლოვან ქსოვილში იონთა მოძრაობა სუნთქვის ენერჯიაზე დამოკიდებული, ტრანსპირაციის მამოძრავებელი ძალა ფოთლის ზედაპირიდან აორთქლების შედეგად წყლის კარგვაა. ტრანსპირაციის სიჩქარის გაზრდა იონთა აღმავალი მოძრაობის ზრდას არ იწვევს, თუ გამტარ ქსოვილში მეტაბოლური გადატანის პროცესის სიჩქარე შეზღუდულია.

ზრდის პერიოდში მცენარის მიერ შთანთქმული ნებისმიერი

ელემენტის იონთა რაოდენობას მრავალი ფაქტორი აკონტროლებს. მათგან მთავარია საკვებ არეში შესაბამისი, და აგრეთვე, სხვა იონების კონცენტრაციები, მათი ქიმიური თვისებები, pH, მეტაბოლურ პროცესებში საკვლევი იონების მონაწილეობის დონე და სხვ. უკანასკნელის გარდა, ყველა ფაქტორი მნიშვნელოვანია რადიოაქტიურ ელემენტთა მიმართაც. რადიონუკლიდის გახლეჩის პროდუქტები მეტაბოლურ პროცესებში არსებით როლს არ თამაშობენ.

შედარებით დაბალ კონცენტრაციებზე (მაგალითად, 1 მგ.ქვე/ლ და უფრო ნაკლები), მცენარის მიერ შთანთქმული იონების რიცხვი გარემოში მათი შემცველობის პირდაპირპროპორციულია. უფრო მაღალ კონცენტრაციებზე ეს დამოკიდებულება ირღვევა და გარე კონცენტრაციის შემდგომი ზრდა, შთანთქმის სულ უმნიშვნელო გაზრდას იწვევს. გარდა ამისა, მაღალ კონცენტრაციებზე მოსალოდნელია ტოქსიკური ეფექტები. გარემოში ნუკლიდების გახლეჩის პროდუქტთა იონების კონცენტრაციები ყოველთვის დაბალია, ამიტომ შთანთქმასა და გარე კონცენტრაციებს შორის პროპორციული დამოკიდებულება შენარჩუნებულია, თუ სხვა ფაქტორები მუდმივი რჩება.

შთანთქმის საწყის ეტაპზე, ანუ “თავისუფალ სივრცეში” მოხვედრისას, მრავალვალენტიანი იონები ერთვალენტთან შედარებით უკეთესად აკუმულირდებიან. იონთა შთანთქმის შედარებითი სიჩქარე, როგორც წესი ინერტულ იონცვლად სისტემებში არსებული სიჩქარის ანალოგიურია.

შთანთქმის მეორე სტადიაზე, როდესაც იონები აქტიურად გადალახავენ დიფუზიის საწინააღმდეგო ბარიერს, ერთვალენტიანი იონები მრავალვალენტთანებზე უფრო სწრაფად შთანთქმება. როგორც ჩანს, ამ დროს “თავისუფალ სივრცესა” და გარემოს შორის მდგრადი წონასწორობის მდგომარეობა მყარდება [10]. თუ გარემოში იონთა შემადგენლობა ისეთია, რომ უპირატესად ერთნიშნის იონები შთანთქმება, მაშინ ელექტრული მუხტის ნეიტრალიზაცია იონების (წყალბადიონების ან ბიკარბონატის) გარეთ გამოსვლით ხორციელდება. განსხვავება ურთიერთმონათესავე იონების შთანთქმის სიჩქარეებს შორის ჩვეულებრივ მათი პიდრატაციის რადიუსთანაა დაკავშირებული. მაგალითად, კალიუმი გაცილებით ადვილად შთანთქმება ვიდრე ცეზიუმი.

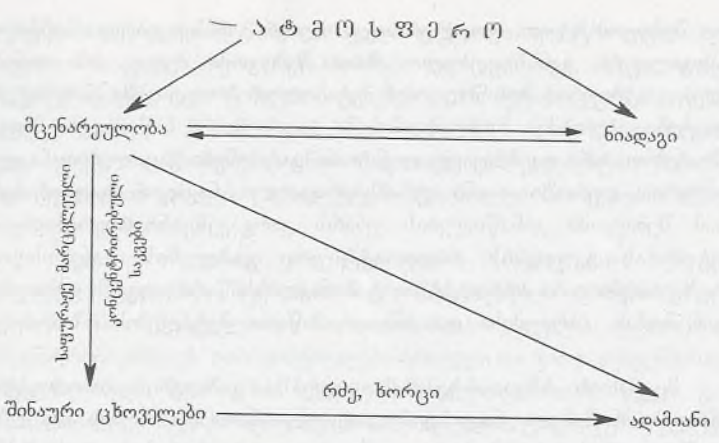
ფესვების მიერ შეთვისებული იონები ჯერ ჭურჭლოვან ქსოვილებში,

ხოლო შემდგომ ზევით, ფოთლებისაკენ ძლიერ განსხვავებული სიჩქარით გადაადგილდება. განსხვავებულია მათი შემდგომი ბედიც. ის იონები, რომლებიც აქტიურად მონაწილეობენ მეტაბოლურ პროცესებში (ნიტრატები, ფოსფატები, კალიუმი), მთელ მცენარეში თავისუფლად ნაწილდება. მათგან განსხვავებით, ორ- და მრავალვალენტიანი კატიონები გაცილებით ნაკლებ მობილურია. ლეროში ისინი ტრანსპირაციული ნაკადით გადაიტანება, მაგრამ შემდგომი განაწილების უნარს კარგავენ. ნივთიერებათა ამ კატეგორიას ეკუთვნის რადიოაქტიური გახლეჩის ხანგრძლივი სიცოცხლისუნარიანი პროდუქტები. გამონაკლისს წარმოადგენს ცეზიუმის, სტრონციუმის, ბარიუმისა და იშვიათ მიწათა მეტალების იზოტოპები [8].

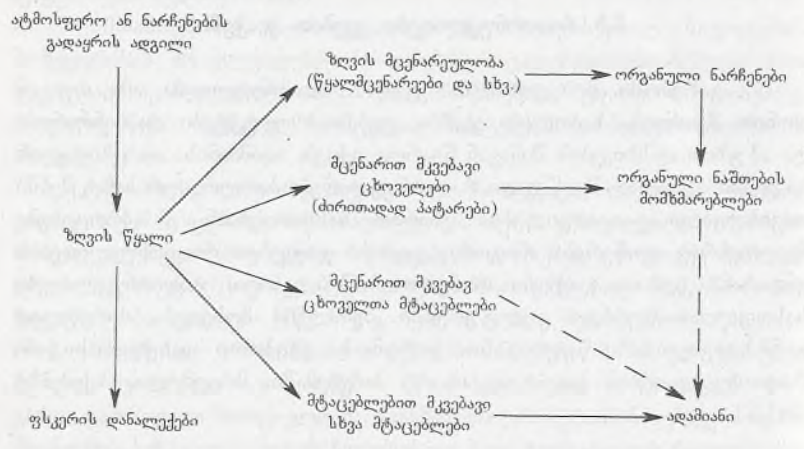
მცენარის სხვადასხვა ქსოვილებში გახლეჩის პროდუქტთა განაწილება მნიშვნელოვნადაა დამოკიდებული მათი შთანთქმის ადგილზე. ეს განსაკუთრებით არსებითია უშუალო დაბინძურების პირობებში. მაგალითად, ფოთლიდან შთანთქმისას, სტრონციუმის მხოლოდ უმნიშვნელო რაოდენობა ხვდება მიწისქვეშა ორგანოებში.

8.5 რადიონუკლიდები კვებით ჯაჭვში

გარემოში მოხვედრილმა ყველა რადიონუკლიდმა ამა თუ იმ დონით შეიძლება საბოლოო ჯამში კვების პროდუქტები დააბინძუროს, და ამ გზით დასხივების შინაგან წყაროდ იქცეს. ადამიანისა და ცხოველის საკვებში ადვილად შეღწევადი რადიონუკლიდები ბიოლოგიურ სისტემებში თავისუფალი გადაადგილების უნარით ხასიათდებიან. ეს პროცესები ჩვეულებრივ აღიწერება, როგორც კვებითი ჯაჭვებით რადიონუკლიდების გადატანა. კვებითი ჯაჭვები, რომელთა საშუალებითაც რადიონუკლიდები სასოფლო-სამეურნეო კულტურებში შეიძლება მოხვდეს, ძირეულად განსხვავდებიან წყლოვანი გარემოს კვებითი ჯაჭვებისაგან. რადიონუკლიდების გადატანა ამ ორ სისტემაში, მოცემულია სქემებზე (№1,2)



სქემა №1. კვებითი ჯაჭვი ხმელეთზე: გადატანის ძირითადი გზები [11].



სქემა №2. ზღვის კვებითი ჯაჭვი [11].

ნივთიერება თუ ხმელეთზე გამოიყოფა, უშუალოდ ცხოველის ან ადამიანის მიერ გამოყენებული მცენარის დაბინძურება შეუძლია. მეორე მხრივ, გამოყოფილი რადიოაქტიური ნივთიერება ნიადაგში ხვდება და საბოლოოდ მცენარის ფესვებით შეიწოვება. ხელოვნური რადიოაქტიური ნივთიერებების უმრავლესობა მცენარეში სწორედ ამ გზით ხვდება. გაცილებით რთულია კვებითი ჯაჭვის ბუნება წყლოვან გარემოში. აქ რადიოაქტიური ნივთიერებები შეიძლება შთანთქანს წყალმცენარეებმა, ან სხვა ისეთმა ორგანიზმებმა, რომლებითაც ადამიანის მიერ გამოყენებული თევზები იკვებებიან. გარდა ამისა, წყლოვანი კვებითი ჯაჭვის ყოველ ცალკეულ კომპონენტს გარემოდან რადიონუკლიდის უშუალოდ შეთვისების უნარი აქვს.

პრაქტიკული თვალსაზრისით, კვებითი ჯაჭვის ორ ტიპს შორის განსხვავება განპირობებულია იმით, რომ ხმელეთზე დაღეჭილი ნივთიერებები შეიძლება პირდაპირ მოხვდეს ადამიანსა და ცხოველის კვების პროდუქტებში, რაც გამორიცხულია რადიოაქტიური ნივთიერებების წყლოვან სისტემაში მოხვედრისას. ორგანიზმში მოხვედრამდე, ისინი მეტ-ნაკლებად წყალში არსებულ ნივთიერებებს ერევა და ზავდება. ეს განსაზღვრავს გარემოდან ორგანიზმში მათი მოხვედრის განსხვავებულ სიჩქარეებს. გადატანის პროცესები ხმელეთზე იმდენად სწრაფად მიმდინარეობს, რომ შედარებით ხანმოკლე სიცოცხლისუნარიანი რადიონუკლიდებიც კი მნიშვნელოვანი რაოდენობით შეიძლება დაგროვდეს კვების პროდუქტებში. წყლოვან კვებით ჯაჭვებში ასეთი მოვლენა ნაკლებად სააღბათოა. გარდა ამისა, ადამიანის კვების პროდუქტთა ძირითადი ნაწილი ხმელეთზე იწარმოება, ამიტომ წყლოვანი კვებითი ჯაჭვები არ ქმნიან ადამიანის დასხივების არსებით საშიშროებას. იმ ქვეყნებშიც, კი სადაც თევზეული მოსახლეობის ძირითად საკვებს წარმოადგენს, ზღვის პროდუქტებს, როგორც რაციონში რადიოაქტივობის წყაროს, მეორეხარისხოვანი მნიშვნელობა ენიჭება. წყლოვან კვებით ჯაჭვებს ანგარიში უნდა გაეწიოს იმ განსაზღვრულ ადგილებზე, რომლებზეც ბირთვული დანადგარები ფუნქციონირებენ და თხევადი რადიოაქტიური ნარჩენები იღვრება, ან რეაქტორების გასაცხივებლად დიდი რაოდენობის მდინარის ან ტბების წყალი გამოიყენება. დანადგარებში გატარების შემდეგ ეს წყალი შეიძლება საკმაოდ რაოდენობის რადიონუკლიდებს და მათი გახლენის პროდუქტებს შეიცავდეს.

8.6 რადიონუკლიდები ცხოველურ ორგანიზმში

რადიოაქტიური ნივთიერებებით კვებითი ჯაჭვების დაბინძურებაში ერთ-ერთი ცენტრალური ადგილი ცხოველს უკავია. საშიშროება რადიონუკლიდებით ჭეცხოველეობის იმ პროდუქტთა გამდიდრებაში მდგომარეობს, რომლებსაც ადამიანის რაციონი შეიცავს. ამასთან დაკავშირებით მნიშვნელობა ენიჭება ცხოველის სახეობას, ასაკს, შენაზვის რეჟიმს და აგრეთვე იმ ნივთიერებათა ფიზიკურ-ქიმიურ მახასიათებლებს, რომელთა შემადგენლობაშიც რადიონუკლიდები შედის და რომლებსაც ცხოველის ორგანიზმში მეტაბოლური ცვლილებების გამოწვევა შეუძლიათ. ამ მიმართულებით კვლევა რადიოეკოლოგიის უმნიშვნელოვანესი ამოცანაა. იგი სწავლობს იმ კავშირებს, რომლებიც ბუნებაში ყალიბდება, ერთი მხრივ, რადიოაქტიურ ნივთიერებებსა (გამოსხივებას), ხოლო მეორე მხრივ, ცოცხალი ორგანიზმის ან თანასაზოგადოებების არსებობასა და განვითარებას შორის. განსაზღვრავს “ბუნება”. ჩვენს პლანეტაზე არსებული სიცოცხლის ყველა ფორმა ივულისხმება [12].

ცხოველის ორგანიზმში რადიოაქტიური ნივთიერებები შეიძლება მოხვდეს კანიდან, სასუნთქი გზებიდან და საჭმლის მომხელელები ტრაქტიდან (სმტ). აქვე უნდა აღინიშნოს, რომ ბირველი ორი გზა მეთრეხარისხოვანია. რადიონუკლიდების კანში შეღწევას ხელს უწყობს მისი არაგლუვი ზედაპირი. უჯრედში ნუკლიდები ძირითადად ცნიმოვანი ჯირკვლებიდან და ბეწვის ფოლიკულების გვერდითი კედლებიდან აღწევენ. განსაკუთრებით მაღალი შეღწევადობით ხასიათდება წყალში და ცნიმში ხსნადი ნივთიერებები. წყალხსნარებში არსებული ელექტროლიტებისათვის ცხოველთა კანი განუვლადია. სასუნთქი გზებიდან შეღწეულ რადიონუკლიდებს შემდეგნაირად შეუძლიათ სხვადასხვა ქსოვილზე ზემოქმედება:

- ფილტვებისა და ბრონქიალური ლიმფატური კვანძების უშუალო დასხივებით
- შეთვისების შემდეგ ნივთიერებათა წრებრუნვაში ჩართვით და მთელ ორგანიზმში გადაანწილებით
- სმტ-ში მოხვედრით, შემდგომი რესორბციითა და გადაადგილებით [13].

ბრონქებში რადიონუკლიდების დაგროვებას, დაყოვნებას, ან გადაადგილებას ჩასუნთქული ნაწილაკების ფიზიკური თვისებები და

ორგანიზმის ფიზიოლოგიური ფაქტორები განაპირობებენ. მნიშვნელოვან ფიზიკურ პარამეტრებს მიეკუთვნება ნაწილაკთა ზომები, ხსნადობა, სიძვრივე და ორგანიზმში შესვლის ხანგრძლივობა. ძირითადი ფიზიოლოგიური ფაქტორებია დროის ერთეულში ჩასუნთქული ჰაერის მოცულობა, სუნთქვა, ზედა სასუნთქი გზების გამფილტრავი მოქმედება და გასუფთავების სხვადასხვა მექანიზმები.

ნაწილაკები, რომელთა დიამეტრი 5-10 ნმ-ს აღემატება, ცხვირის ლორწოვან გარსს ეწებება და შიდა სასუნთქი გზებში აღარ ხვდება. ნაწილაკთა ზომების შემცირებით იზრდება რადიონუკლიდების ის წილი, რომელიც ალვეულარულ არხებსა და პარაკუჭებს აღწევს. ამ ნაწილაკთა ნაწილი კვლავ უკან ამოისუნთქება, ნაწილი კი ყოვდება. ხსნადი ფრაქცია შეიძლება სისხლში გადავიდეს, უხსნადი კი ხანგრძლივად დარჩეს ფილტვებში. მათი მოცილება სხვადასხვა ფიზიოლოგიურ პროცესზეა დამოკიდებული.

ჩასუნთქული ნაწილაკების სხვა ორგანოებში გადაადგილება მათ ხსნადობაზე, ხოლო კონცენტრირების ადგილი მათი მეტაბოლიზმის თავისებურებებზეა დამოკიდებული. ასე მაგალითად, თუ ¹³¹I ფარისებურ ჯირკვლებში გროვდება, ⁹⁰Sr – ძირითადად ძვლოვან ქსოვილში იფრის თავს. საკვებში არსებულ რადიონუკლიდებთან შედარებით, სუნთქვისას შეთვისებული რადიონუკლიდების საშიშროება იმ შემთხვევაში იზრდება, თუ მათ სიცოცხლის ხანმოკლე პერიოდი გააჩნიათ და მცირედ ნაერთების შემადგენლობაში შედიან. გარდა ამისა, ცხოველის ორგანიზმში მოხვედრის ინპალაციური წყარო კვებითი ჯაჭვის დაბინძურებაში არსებით როლს არ ასრულებს, რადგან ხანმოკლე სიცოცხლის მქონე ნუკლიდები მანამდე იშლება, ვიდრე პროდუქტების სახით ადამიანის რაციონში მოხვდებოდეს.

ორგანიზმის მიერ რადიონუკლიდების შეწოვა სმტ-ს რომელი ნაწილიდან ხდება, შეიძლება დადგინდეს საკვების მიღებიდან სისხლში მაქსიმალური აქტიურობის მიღწევის დროით. ფტორის, იოდისა და ნატრიუმის რადიონუკლიდები სისხლში გროვდება საკვების მიღებიდან რამოდენიმე საათის შემდეგ. ამის გამო თვლიან, რომ ისინი სმტ-ს ზედა ნაწილში რესორბირდებიან. კალციუმის, სტრონციუმისა და ცეზიუმის კონცენტრაციული პიკები უფრო დაცილებულ (-20 სთ) პერიოდებში რეგისტრირდება. ამ ელემენტთა რადიონუკლიდების შეთვისება უპირატესად სმტ-ს შუა ნაწილში, კერძოდ წვრილ ნაწილაკებში ხდება. ფოსფორისათვის

შენიშნულია ორი კონცენტრაციული პიკი, რომლებიც შესაბამისად 6 და 30 საათის შემდეგ ჩნდება. როგორც ჩანს, ამ ელემენტის შეთვისება ხდება როგორც სმტ-ს ზედა ნაწილში, ასევე ნაწლავებში [14].

ნაწლავების ეპითელიუმში ელექტრული მუხტის მატარებელი ნივთიერებებისათვის და მაღალმოლეკულური ნაერთებისათვის განუვლად ბარიერს წარმოადგენს. იგი განუვლადია ისეთი ნაერთებისთვისაც, რომლებიც ნაწილაკების სახით არსებობს (სახამებლის მარცვლები, ნახშირწყალბადების ემულსიები და სხვ.) და აგრეთვე ბაქტერიებისათვის.

საკვებთან ერთად მიღებული და ორგანიზმის ცირკულირებადი სითხის შემადგენლობაში ჩართული რადიონუკლიდების ბედი ერთდროულად მიმდინარე კონკურირებად პროცესებზეა დამოკიდებული: მათ შეუძლიათ ორგანიზმიდან გამოყოფა, ლაქტირებადი ცხოველის რძეში გადასვლა, განსაზღვრულ ქსოვილებში დაგროვება, ან პლაცენტარულ ბარიერში გაღწევა და მაკე ცხოველის ემბრიონში მოხვედრა. ნებისმიერ რგოლში რადიონუკლიდის კონცენტრაცია ყველა ამ პროცესის ჯამურ მოქმედებაზეა დამოკიდებული.

განსაზღვრულ ქსოვილებში რადიონუკლიდების დაგროვება ზღუდავს მთლიან ორგანიზმში მათ განაწილებას და ამდენად, განზავებასაც. ამიტომ კრიტიკული ქსოვილები და ორგანოები მათგან განსაკუთრებით ძლიერ ზემოქმედებას განიცდიან. ამ შემთხვევაში გადაამწყვეტია α - და β -ნაწილაკები, რომლებსაც მაღალი მაიონიზებული უნარი აქვთ.

8.7 ჩერნობილის კატასტროფის გავლენა საქართველოს რადიოეკოლოგიურ მდგომარეობაზე

50-იან წლების ბოლოსა და 60-იანი წლების დასაწყისში ატმოსფეროში ბირთვული იარაღის ინტენსიური გამოცდების შედეგად რადიოაქტიურმა დაბინძურებამ 1963 წელს პიკს მიაღწია (ბუნებრივ ფონზე 7%-ით მეტი). ამავე წელს აიკრძალა ატმოსფეროში ბირთვული გამოცდები, რამაც განაპირობა რადიაციის დონის ჯერ 2%-მდე (1966წ) [15], ხოლო 80-იანი წლებისათვის 1%-მდე შემცირება.

საქართველოს გეოგრაფიული მდებარეობა და გეოფიზიკური მდგომარეობა ხელს უწყობს ქვეყნის ტერიტორიაზე ხელოვნური რადიონუკლიდების გავრცელებას, რაც მიმდინარეობს ისედაც მაღალი

ბუნებრივი რადიაციული ფონის პირობებში. მთის რეგიონებში რადიაციის დონის ცვალებადობის დიაპაზონი გაცილებით ფართოა, ვიდრე დაბლობებში.

60-იანი წლებიდან მოყოლებული, კავკასიის ტერიტორია, ყოფილი სსრკ-ს სხვა ტერიტორიებთან შედარებით, 1,5-2-ჯერ მეტად იყო დაბინძურებული რადიონუკლიდებით. მაქსიმალური დაბინძურების რაიონებში შედიოდა შავი ზღვის სანაპირო და მაღალმთიანი რაიონები.

ჩერნობილის აქმს-ზე მომხდარი ავარიის შედეგად რადიონუკლიდური დაბინძურება განსხვავებული ხარისხით გავრცელდა თითქმის მთელ დედამიწაზე. ამ მხრივ უკრაინის, რუსეთის დასავლეთი ოლქების, ბელორუსიის შემდეგ საქართველო მეოთხე ადგილზე აღმოჩნდა. განსაკუთრებით დაბინძურდა შავი ზღვის სანაპირო. 1986 წელს საქართველოში რადიონუკლიდური დაბინძურების პიკი 1963 წლისას გაუტოლდა.

ავარიის პირველსავე დღეებში საქართველოს ტერიტორიაზე აღირიცხა რადიაციული ფონის მატება. დაკვირვებები წარმოებდა აგრეთვე დალექილ აეროზოლებზე პლანშეტებით და მათი კონცენტრაცია ღვინდებოდა ფილტრ-სავენტილაციო დანადგარებით. ამიერკავკასიაში რადიოაქტიური დანალექების მაღალმა არაერთგვაროვნებამ და რადიონუკლიდების სხვადასხვა მიმართულებით გადატანამ 1986 წლის მაისში შიდა და გარე დასახივების დონების სწორად შეფასების დაგვიანება განაპირობა. ალბათ ეს გახდა იმის მიზეზი, რომ საქართველო საერთოდ ყურადღების გარეშე დარჩა. ისიც უნდა ითქვას, რომ ოფიციალურმა ორგანოებმა ყველაფერი ილღინეს, რათა დაეფარათ კატასტროფის ჭეშმარიტი მასშტაბები. ყოველივე ამის გამო ავარიიდან ერთი წლის შემდეგ საქართველო აღარ მოიხსენიება არცერთ ოფიციალურ დოკუმენტში. არ გატარებულა არანაირი ღონისძიება ტერიტორიის რადიაციული დაბინძურების სრული სურათის გამოსავლენად [16, 17]. იმდროინდელი ხელისუფლების მიერ დაშვებულ იქნა მთელი რიგი შეცდომები; არ იქნა მიღებული ზომები ადამიანის ჯანმრთელობისათვის მიყენებული ზარალის მაქსიმალურად შესამცირებლად. კავკასიის მოსახლეობისათვის დიდ საშიშროებას შეადგენდა “ავარიული რეგიონებიდან” შემოტანილი ხორცის, რძის, მარცვლოვანი და სხვა პროდუქტები. საბედნიეროდ, საქართველოში ხორცის სარეალიზაციოდ შემოტანა თავიდან იქნა აცილებული. აღნიშნულის მიუხედავად, საქართველოს სხვადასხვა ტერიტორიებზე, განსაკუთრებით ქვეყნის დასავლეთში, რადიონუკლიდებით დაბინძურდა ხორცის და რძის პროდუქტები, ბოსტნეული და ხილი.

ცხადია, შექმნილმა რადიოეკოლოგიურმა სიტუაციამ გავლენა იქონია მოსახლეობის ჯანმრთელობაზე.

ჩერნობილის ავარიის შედეგად დაბინძურებული ჰაერის მასები კავკასიის მიმართულებით გადაადგილდა, რამაც მაისის დასაწყისში გამოიწვია რადიოაქტიურობის ფონის გადაჭარბება ბათუმისა და აფხაზეთის პუნქტებში 500 000-ჯერ, ხოლო კოლხეთის პუნქტებში – 100 000-ჯერ. დადგენილია, რომ 1986 წლის მაისის შუა რიცხვებში დასავლეთ საქართველოში ხანმოკლე სიცოცხლისუნარიანი იოდის ^{131}I რადიოაქტიური იზოტოპით ნიადაგის დაბინძურება კმ²-ზე 1 კიურის აღემატებოდა, ხოლო აფხაზეთში 3 კიურის და აჭარაში – 2,5 კიურის შეადგენდა. 1988 წლის ბოლოსათვის საქართველოს შავი ზღვის სანაპიროზე ჩერნობილური წარმოშობის რადიოაქტიური ^{137}Cs -ით დაბინძურება კმ²-ზე 5 კიურის აღწევდა.

აღნიშნულთან დაკავშირებით აუცილებელი იყო 1986 წლის 15 ივლისამდე საქართველოს დასავლეთ ნაწილში საქონლის თავისუფალი მოვების აკრძალვა, ხოლო ქვეყნის დანარჩენ ტერიტორიაზე 1 ივნისამდე, მაგრამ არანაირი ზომები არ იქნა მიღებული და წარმოებული რძე გავრცელდა საქართველოს მთელ ტერიტორიაზე.

ჩერნობილის კატასტროფიდან 5 წლის შემდეგ საქართველოს შავი ზღვისპირეთში რადიოეკოლოგიური სიტუაცია შედარებით დასტაბილურდა. შეისწავლება ავარიის ზეგავლენა რეგიონის მოსახლეობაზე.

სამედიცინო სტატისტიკის მიხედვით, თბილისში გამოვლენილი ლეიკოზების რაოდენობამ წინა წლებთან შედარებით 1987 წელს მკვეთრად მოიმატა, ხოლო 1988 წელს ლეიკოზის შემთხვევათა რაოდენობა 3-ჯერ გაიზარდა. დასავლეთ საქართველოში 1986-1990 წლებში საგრძობლად იმატა ისეთმა მძიმე დაავადებებმა, როგორცაა ფეხმძიმე ქალების ანემია (47,4%-ით), შაქრიანი დიაბეტი (42,3%-ით), ენდოკრინული სისტემის პირველადი დაავადებები ზრდასრულ ადამიანებსა (24,6%-ით) და ბავშვებში (21,5%-ით); წინა წლებთან შედარებით ავთვისებიანი სიმსივნით დაავადებულთა რიცხვი 20,5%-ით გაიზარდა [18].

საქართველოს ტერიტორიისათვის დადგენილია, რომ მაღალტენიანი ნალექის მომტანი ჰაერის მასების შემოჭრის ტრანექტორიები ძირითადად ემთხვევა რადიონუკლიდებით დაბინძურებული ჰაერის მასების შემოჭრის ტრასებს. ამის საფუძველზე, საქართველოს ტერიტორიაზე ნალექების მოსვლისა და შესაბამისად, რადიონუკლიდებით დაბინძურების მიხედვით, გამოყოფილია “აქტიური” რეგიონები, რაც საშუალებას იძლევა დაისახოს

ღონისძიებები მათში ფონური კონტროლის გაძლიერებისა და მოსახლეობის დასახივების ღონისძიებების შესწავლისათვის [19]. ამ მიმართულებით ჩატარებული მრავალწლიანი კვლევის შედეგები შეიძლება შემდეგნაირად შეჯამდეს:

1. ატმოსფეროდან რადიოაქტიური ნივთიერებების გამოლექვის ინტენსივობას და განაწილებას საქართველოს ტერიტორიაზე არათანაბარი ხასიათი აქვს, რის შედეგადაც გამოვლენილია ^{90}Sr და ^{137}Cs დაბინძურების ზონალობა.
2. საქართველოს მთლიანი ტერიტორია რადიაციული დაბინძურების მიხედვით შეიძლება სამ ზონად დაიყოს: I ზონაა მაღალმთიანი რეგიონები და კოლხეთის დაბლობი; II ზონაა შიდა ქედების ფერდობები და დასავლეთ საქართველო; III ზონაა დაბლობები და აღმოსავლეთ საქართველოს სამხრეთ მთიანეთი. მაქსიმალურ დაბინძურებას ადგილი აქვს I ზონაში, მინიმალურს კი III ზონაში.
3. ბირთვული აფეთქების შედეგი საქართველოში უპირატესად აისახა საკვები პროდუქტების დაბინძურებაში.
4. ჩამოცვნილი რადიონუკლიდების რაოდენობის, აგრეთვე მცენარეული საფარის რადიოაქტიურობის ტერიტორიული განაწილება, როგორც წესი, თანხედება ატმოსფერული ნალექების განაწილების ბუნებრივ რეჟიმს. დაბინძურება თითქმის 2-3-ჯერ მატულობდა ჩრდილოეთიდან სამხრეთისაკენ და თითქმის ერთი რიგით მცირდებოდა დასავლეთიდან აღმოსავლეთისაკენ.

ეკოლოგიური მდგომარეობის ინტეგრალური შეფასებისათვის ეპიდემიოლოგიური მონაცემების ანალიზთან ერთად აუცილებელია შეჯერდეს რადიოეკოლოგიური კვლევებისა და გარემოზე სხვა დამბინძურებლების გავლენის შედეგები [20]. აქ იგულისხმება აღნიშნული ფაქტორების უშუალო ზეგავლენაც და სინერგიზმის ეფექტიც.

რადიაციული ეკოლოგიის კონცეფციაში გათვალისწინებულ უნდა იქნას გარემოს სხვა დამბინძურებლების მონიტორინგის მონაცემები. რადიაციული რისკ-ფაქტორის და სხვადასხვა დამბინძურებლების (ლითონები, ტოქსიკური აირები, ორგანული ნაერთები და სხვ.) სინერგიზმი არსებითი მომენტია რადიაციული ზემოქმედებების მექანიზმების შესწავლაში. საქართველოს ნიადაგის მონიტორინგის მიხედვით ლითონებს გარემოს დამბინძურებლების პრიორიტეტულ რიგში ერთ-ერთი პირველი ადგილი უკავიათ.

ლიტერატურა:

1. Байер В. Биофизика. М., ИЛ, 1962.
2. Фелленберг Г. Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию. М., Мир, 1997.
3. Холл Э.Дж. Радиация и жизнь. М., Медицина, 1989.
4. Гродзинский Д.М., Коломиец К.Д., Гудков И.Н., Кутлахмедов Ю.А., Булах А.А. Формирование радиобиологической реакции растений. Киев, Наукова думка, 1984.
5. Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. Тр. I Всесоюзной конф., т-1. Под редак. Ю.А.Израеля. Санкт-Петербург. Гидрометиздат, 1993.
6. Расселл Р. Поведение радионуклидов в почве. В кн.: Радиоактивность и пища человека. М., Атомиздат, 1971.
7. Фредриксон Л., Гарнер Р., Расселл Р. Цезий-137. В кн.: Радиоактивность и пища человека. М., Атомиздат, 1971.
8. Ключковский В.М. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступления в растения и накопления в урожае. М., изд. АН СССР, 1956.
9. Briggs G.E. et al. Electrolites and Plant Cells. Oxford, Blackwell, 1961.
10. Klechkovsky V.M., Gulyakin I.V. Behaviour of tracer amounts of strontium, caesium, ruthenium and zirconium in soils and plants according to the data of investigations with radioactive isotopes of these elements. In: Radioisotops and Scientific Research. 4. Ed. by R.C.Extermann, Pergamon Press, London, 1968.
11. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступления в растения и накопления в урожае. Под ред. В.М.Ключковского М., изд. АН СССР, 1956.
12. Расселл Р. Природа пищевых цепей и радионуклиды, представляющие наибольший интерес. В кн.: Радиоактивность и пища человека. М., Атомиздат, 1971.
13. Кузин А.М. Радиационная экология. В кн.: Основы

- радиационной биологии. М., Наука, 1964.
14. Bair W. In: Radioisotopes in the Biosphere. Ed. by R.S.Caldecott and L.A. Snyder. University of Minnesota, Minneapolis, 1960.
15. Комар С. Радиоактивные вещества в организме сельско-хозяйственных животных - поступление и метаболизм. В кн.: Радиоактивность и пища человека. М., Атомиздат, 1971.
16. Надареишвили К.Ш., Цицкишвили М.С., Гачечиладзе Г.А., Катамадзе Н.М., Инцкирвели Л.Н., Киртадзе С.Р., Манджгаладзе Д.Н., Мосулишвили Л.М., Саная Т.Г., Хазарадзе Р.Е., Читанава Р.Д., Шавдия Н.Н. Воздействие чернобыльской катастрофы на радиоэкологическую ситуацию в Закавказье. Сообщение I: Радионуклидное эхо Чернобыля в Грузии. *радиაციული გამოკვლევები*, ტ.VI, კ. ნადარეიშვილის რედაქტორობით, თბილისი, მეცნიერება, 1991.
17. Надареიშვილი К.Ш., Цицкишвили М.С., Хазарадзе Р.Е., Манджгаладзе Д.Н., Вепхვაдзе Р.М., Киртадзе С.Р. Воздействие чернобыльской катастрофы на радиоэкологическую ситуацию в Закавказье. Сообщение II: О возможности проявления влияния чернобыльской катастрофы на здоровье населения республики Грузия. *радиაციული გამოკვლევები*, ტ.VI, კ. ნადარეიშვილის რედაქტორობით, თბილისი, მეცნიერება, 1991.
18. ნ. ალექსიძე. ეკოლოგიური კატასტროფები, თბილისი, 1997.
19. Tsitskishvili M.S. Nozadze M.R. Radioecological Monitoring for South-West Caucasus. Proceedings of the International Workshop, 2-5 november, 1996. Sarigerme, Turkey. ICZM in the Mediterranean & Black Sea. 509-517, 1996.
20. Предварительные эпидемиологические исследования в Грузии для выявления радиоэкологических нагрузок от аварии на Чернобыле. *радиაციული გამოკვლევები*, ტ.VII, კ. ნადარეიშვილის რედაქტორობით, თბილისი, მეცნიერება, 1997.

თავი 9 გარემოს ორგანული დამაინფორმაციო გარდაქმნები მცენარეში

9.1 ორგანულ ტოქსიკანტთა ბიოდეგრადაციის გზები მცენარეში

მცენარეებს შესწევთ უცხო ნაერთთა (ქსენობიოტიკთა) ინტენსიური უტილიზაციის უნარი. ისინი მნიშვნელოვნად ამცირებენ გარემოდან ადამიანისაკენ მიმართულ ორგანულ ტოქსიკანტთა ნაკადს. ამ გზებით, მცენარე შეიძლება განხილულ იქნას, როგორც ეკოსისტემის ეფექტური რემედიატორი (გარემოზე მიყენებული ზარალის ამნაზღაურებელი) [1]. გარემოს დამაინფორმაციო ნივთიერებებს მცენარეები საკვებ ნაერთებთან ერთად შთანთქავენ. წყალში გახსნილი ნივთიერებების ფესვებიდან შეწოვა რეგულირებადი პროცესია: ნორჩი ფესვის რიზოდერმისი (კანი) ორგანული ნაერთების შეთვისებას ოსმოსის გზით ახორციელებს. ფესვის ბეწვებს უნარი აქვთ შერჩევითად და განსხვავებული სიჩქარით გაატარონ ესა თუ ის ნივთიერება. აირცვლა ფოთლის ეპიდერმისზე განლაგებული ბაგეების მეშვეობით ხორციელდება. პროცესს ბაგეების განსნა-დახურვა არეგულირებს. არცთუ იშვიათად, ბაგეებიდან ფოთოლში მოხვედრილ ტოქსიკურ ნივთიერებას წყობიდან გამოყავს ბაგეების გამხსნელი მექანიზმი, რასაც აირცვლის დარღვევა და მცენარის დაღუპვა მოსდევს. ორგანული ტოქსიკანტები მცენარის მთელ ორგანიზმში გადაადგილდებიან და ნაწილდებიან. როგორია მათი შემდგომი ბედი?

ორგანიზმი ცდილობს მოცილოს მასში მოხვედრილი ქსენობიოტიკი, ან უკიდურეს შემთხვევაში, გააუვნებლოს იგი ჩვეულებრივ უჯრედულ მეტაბოლიტებამდე გარდაქმნით. მოცილების უმარტივესი გზა ექსკრეციაა. იგი მცენარის მიერ შთანთქმული ტოქსიკანტის უცვლელი სახით გამოყოფას გულისხმობს. მაგალითად, ფენოლით გაჭუჭყიანებული წყლიდან ტბის ლულქაში (*Scirpus lacustris*) ფესვებიდან დიდი რაოდენობით ფენოლს შთანთქავს, რომელსაც შემდგომ ფოთლებით ჰაერში გამოყოფს. ექსკრეცია იმდენად ინტენსიურია, რომ ფოთლების გარემომცველ ჰაერში (ფილოსფეროში) ამ ნივთიერების მძაფრი სუნი შეიგრძნობა. ხშირად მცენარე ფოთლებიდან შთანთქმულ ნივთიერებას ფესვების საშუალებით ნიადაგში გამოყოფს. ეს მოვლენა ხშირია ჰერბიციდებით ფოთლების

დამუშავებისას. ასე მაგალითად, ჰერბიციდი 2,4-დ და მისი ეთერები – 2,6-დიქლორობენზოის მჟავას ნიტრილი (დიქლობენილი), 5-ბრომ-3-მეორადი-ბუთილ-6-მეთილ-ურაცილი (ბრომაცილი), 3,6-დიქლორ-2-მეთოქსიბენზოის მჟავა (დიკაბა) და სხვ. ფოთლებიდან შეჭრის შემდეგ ფესვებით ნიადაგში გამოიყოფა. გამოყოფილი ნაერთის რაოდენობა ზოგჯერ იმდენად დიდია, რომ რიზოსფეროში (ფესვთა სისტემის არეში) მყოფი სხვა ორგანიზმებიც იწამლება [2].

ტოქსიკანტის გაუვნებლობის პროცესი დეტოქსიკაციის სახელწოდებითაა ცნობილი და მას გარკვეული ბიოქიმიური მექანიზმები ემსახურება. ექსტრემალური სიტუაციის შესაფასებლად საჭიროა გათვალისწინებულ იქნას უჯრედში შეღწეული ქსენობიოტიკის სამ პირობით დოზად დაყოფა, რომელიც ს. დურმიშიძის [3] მიერაა შემოთავაზებული. ესაა:

- მეტაბოლური კონცენტრაცია, რომელიც არ ეხება ნივთიერებათა პლასტიკური და ენერგეტიკული ცვლის პროცესებს და უჯრედთა გამრავლებას
- დამთრგუნველი (მაინჰიბირებელი) კონცენტრაცია, რომელიც მეტაბოლურ პროცესებზე მოქმედებს და უჯრედის ულტრასტრუქტურის ნაწილობრივ დესტრუქციას იწვევს
- უჯრედის სრული დესტრუქციის გამოწვევი ლეტალური კონცენტრაცია.

აღნიშნულ დაყოფას სხვა თვალსაზრისითაც შეიძლება შეხედოთ: კერძოდ რომელია ქსენობიოტიკის მეტაბოლური დოზა? ეს ტოქსიკანტის ის კონცენტრაცია უნდა იყოს, რომლის სრული დეგრადაციისათვის უჯრედის შესაბამისი სისტემების (ენზიმურის და არაენზიმურის) სიმძლავრე აბსოლუტურად საკმარისია. ცხადია, უჯრედის დეტოქსიკაციური ბარიერი რეალურად რომ არ არსებობდეს, არც ქსენობიოტიკის მეტაბოლური დოზის ცნება გვექნებოდა: ოქსიდაზურ სისტემათა აქტივობები შეიძლება ფიზიოლოგიურ მდგომარეობას შეესაბამებოდეს, მაგრამ შეღწეული ქსენობიოტიკის კონცენტრაციასთან მიმართებაში არასაკმარისი აღმოჩნდეს. მაღალი დოზების შემთხვევაში დეტოქსიკაციური აპარატის სრული დატვირთვით მოქმედების მიუხედავად, ორგანიზმი ვერ ასწრებს ტოქსიკანტის გაუვნებლობას. ამ შემთხვევაში ქსენობიოტიკები, ან მათი გარდაქმნის პროდუქტები, მოქმედებენ ფერმენტთა აქტივობებზე და ამ გზით მეტაბოლურ რეაქციათა მსვლელობაში ძირეულ ცვლილებებს იწვევენ. ზემოქმედება შეიძლება აისახოს მათი აქტივობების დამუხრუჭების, გაძლიერების,

ინდუქციის ან რეპრესიის დონეზე. თუ გავითვალისწინებთ, რომ მრავალი ქსენობიოტიკი მუტაგენურ თვისებებსაც ამჟღავნებს, მათ შორის ფერმენტთა ბიოსინთეზის რეგულაციაში შეიძლება ჩართული აღმოჩნდეს გენეტიკური კონტროლის სისტემებიც. ყოველივე ზემოთქმულის გამო, მცენარეული ორგანიზმი შეიძლება მოიწაშლოს და ზემოქმედებას ლეტალური შედეგი მოჰყვეს. მიუხედავად ამისა, მცენარეს გააჩნია დეტოქსიკაციური დაცვის სისტემა და ქსენობიოტიკთა გაუვნებლობის უნარი. ამ პროცესს ფერმენტთა გარკვეული ანაკრები ემსახურება. გარდაქმნის პირველად რეაქციებს მიეკუთვნება ფანგვა და ჰიდროლიზი [4], ხოლო მეორადს, უცხო ნაერთების და მათი პირველადი გარდაქმნების შედეგად მიღებული პროდუქტების კონიუგაცია, ე.ი. ორგანიზმის შემადგენელ ნივთიერებებზე გარდაქმნა, ან ბუნებრივ ორგანულ მაკრომოლეკულებში ჩაშენება (“არაექსტრაგირებადი ნაშთების” წარმოქმნა).

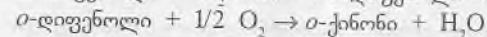
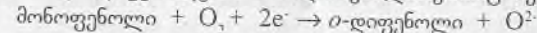
მცენარეულ ქსოვილებს, რომლებიც მდიდარია პეროქსიდაზებითა და ფენოლური ნაერთებით, მაღალი ფანგვითი უნარი გააჩნიათ. ამის გამო, გარემოსათვის უცხო ნაერთთა მეტაბოლიტები მცენარეებში უპირატესად ფანგვის პროდუქტების სახით გვხვდება. ეს იმას ნიშნავს, რომ გარემოში და განსაკუთრებით კვების პროდუქტებში, მაღალი ბიოლოგიური აქტივობის მქონე ნაერთები (ეპოქსიდები, ფენოლები, ქინონები და სხვ.) იმყოფება. ეკოლოგიურ-ქიმიური თვალსაზრისით განსაკუთრებით საინტერესოა მცენარეში მდგრადი ქსენობიოტიკების C-C ბმების ფანგვითი გახლეჩა. კარბოქსილის გკუფების წარმოქმნამ შემდგომი დეკარბოქსილირებით, შეიძლება ნახშირბადატომთა თანმიმდევრული მოხლეჩა და მოლეკულის მთლიანი დაშლა გამოიწვიოს.

9.11 ოქსიდაზურ სისტემათა შიდაუჯრედული ლოკალიზაცია

ყურადღებას იმსახურებს ტოქსიკანტთა მჟანგველი ფერმენტული სისტემების უჯრედშიდა განაწილება. დასახლებული პუნქტების გამწვანებაში ხშირად გამოყენებულ მრავალწლიან ხე- და ბუჩქოვან მცენარეთა (კაკალი – *Iuglans regia*, ტირიფი – *Salix alba*, ჭადარი – *Populus gracilis* Gossh, ჩვეულებრივი კვილო – *Ligustrum vulgare* L) მიერ N,N-დიმეთილანილინის (დმან-ს) ფრაქციული ფანგვის შესწავლამ აჩვენა, რომ პროცესი ყველაზე ინტენსიურად ქლოროპლასტებში ხორციელდება [5]. ფოთლის ასაკში შესვლასთან დაკავშირებით მიკროსომული ფრაქცია (ენდოპლაზმური

რეტიკულუმის მემბრანები), რომელშიც ძირითადად აღნიშნული ქსენობიოტიკის დაფანგვა ხდება, მონოოქსიგენირების უნარს საერთოდ კარგავს.

სხვა ორგანულ ნაერთებთან ერთად ქლოროპლასტები ფლობენ ბენზოლის, ფენოლისა და ბენზოის მჟავის დაფანგვის უნარს [6, 7]. დადგენილია, რომ *in vitro* სარაქციო ნარევეში 1-6-¹⁴C-ბენზოლის ფენოლად ჰიდროქსილირება ითრგუნება დიეთილდითიოკარბამატით. როგორც გამოირკვა, ფანგვას სპილენძმემცველი ფენოლაზური სისტემა ახორციელებს. იგი მონო- და დიფენოლების *o*-ჰიდროქსილირებასაც აკატალიზებს:



ეს ფერმენტული სისტემა შერეული ფუნქციის ოქსიდაზებს მიეკუთვნება. მისი აქტივობის გამომჟღავნებისათვის აუცილებელია დამატებითი ელექტრონული დონორის თანამყოფობა. ამასთან დაკავშირებით შეცვლილ იქნა *o*-დიფენოლოქსიდაზასა (EC 1.10.3.1) და *o*-დიფენოლოქსიდაზას (EC 1.10.3.2) კოდური ნომერი (ფერმენტის ნომენკლატურა) და ფერმენტს მონოფენოლ-მონოოქსიგენაზა (EC 1.14.18.1) ეწოდა.

ქლოროპლასტები მნიშვნელოვან როლს ასრულებენ ერთატომიანი ფენოლების, ეგ ზოგენური ალკანებისა და არენების ფანგვაში [8]. ამ ორგანელის პეროქსიდაზითა და კატალაზით იფანგება ისეთი დიამინიც, როგორცაა ბენზიდინი. ფანგვა ეხება არა მარტო ტოქსიკანტის მოლეკულის ამონოფგუფებს, არამედ არომატულ ბირთვისაც. მის გახლეჩას წინ უძღვის ჰიდროქსილირება და *o*-ამინოფენოლური წარმოებულის წარმოქმნა, ხოლო შემდგომ იმინოქინონად გარდაქმნა [9]. მაშასადამე, ქლოროპლასტები ყველა იმ მჟანგველ ფერმენტს შეიცავენ, რომლებიც C-ჰიდროქსილირებიდან არომატული ბირთვის გახლეჩამდე ტოქსიკანტთა სრულ დეგრადაციას უზრუნველყოფენ.

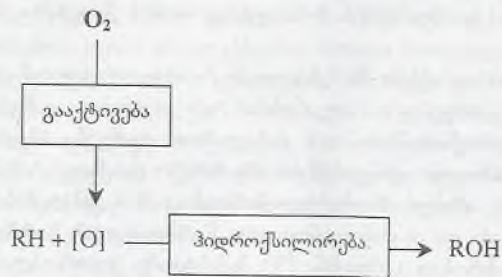
კაკლისა და კვილოს ახალგაზრდა ფოთლების მიტოქონდრიები ასევე ინტენსიურად ახორციელებენ ნაღმჟნ-ის (კოფერმენტი: ნიკოტინამიდადენინდინუკლეოტიდფოსფატი) თავისუფალ და დმან-სთან შეუღლებულ ფანგვას. ზრდასრულ ფოთლებში მიტოქონდრიებისა და მიკროსომული ფრაქციის ფანგვითუნარიანობა დაქვეითებას განიცდის.

განხილული მონაცემები თვალსაჩინოდ მიუთითებენ ერთ მეტად საყურადღებო ფაქტზე: ქსენობიოტიკთა ფანგვითი დეგრადაციის პროცესი

უშუალო კავშირშია უჯრედის ენერგეტიკულ ცენტრებთან – ქლოროპლასტებთან და მიტოქონდრიებთან. მიკროსომული ფრაქციის მიერ ქსენობიოტიკთა ჟანგვის მნიშვნელოვანი გაძლიერება შეინიშნება მიტოქონდრიებთან მისი უშუალო კონტაქტისას (ე.წ. “მიტოქონდრიული კონტროლი”) [10–12]. ქსენობიოტიკთა პლასტიკური ცვლა შიდაუჯრედულ ენერგეტიკულ ცვლასთანაა შეუღლებული, რამდენადაც ამ უკანასკნელიდან აღმდგენელ ექვივალენტებს მოიხმარს.

9.1.1.1 ციტოქრომ P450-დამოკიდებული მონოოქსიგენაზა

ქსენობიოტიკთა ჟანგვითი დეგრადაციის პირველადი აქტი ფუნქციონირებაა, როდესაც მოლეკულაში რაიმე პოლარული ფუნქციური ჯგუფის წარმოქმნა ხდება. ეს რეაქცია უპირატესად ჰიდროქსილირებაა. ამ დროს ტოქსიკანტის მოლეკულაში ჟანგბადის აქტიური ფორმა ერთვება, რომლის წყაროსაც ატმოსფერული ჟანგბადი წარმოადგენს:



რეაქციის არსი ნივთიერების ჰიდროფობულობის დაძლევაში (პოლარობის გაზრდაში) მდგომარეობს, რათა ქსენობიოტიკი წყალში გაიხსნას და აქ მოქმედი ოქსიდაზებისათვის უფრო რეაქციისუნარიანი გახდეს. მოლეკულის პოლარობა წარმოადგენს ერთ-ერთ (მაგრამ არა ერთადერთ) ძირითად პარამეტრს იმ ფაქტორებიდან, რომლებიც ციტოქრომ P450-შემცველი მონოოქსიგენაზას მიერ ნივთიერების ჟანგვას განაპირობებენ [13].

აქტიური ჟანგბადის გენერირების და მისი რეალიზაციის თვალსაზრისით ოქსიდაზები შეიძლება ორ ჯგუფად დაიყოს:

1. ოქსიდაზები, რომლებიც სხვა ფერმენტული სისტემების მიერ

- გააქტივებულ ჟანგბადს იყენებენ (კატალაზა, პეროქსიდაზა);
- 2. ოქსიდაზები, რომლებიც თვითონ ახორციელებენ ჟანგბადის გააქტივებას და სუბსტრატის მოლეკულაში მის უშუალო ჩართვას. ისინი თავის მხრივ ორ ჯგუფად იყოფა:
 - ოქსიდაზები, რომლებიც ჟანგბადის გააქტივებისათვის კოფაქტორთა აღმდგენელ ექვივალენტებს იყენებენ (მაგალითად, NADH- და NADPH-დამოკიდებული მონოოქსიგენაზები)
 - ოქსიდაზები, რომლებიც ამ კოფაქტორთა თანამყოფობას არ საჭიროებენ (ასკორბატოქსიდაზა, ფენოლოქსიდაზები და სხვ.).

ტოქსიკანტის ჟანგვით მიმდინარე რეაქციებიდან მნიშვნელოვანია ციკლური და აციკლური ნაერთების ჰიდროქსილირება. ანალოგიური მექანიზმით ხორციელდება დეალკილირება, დეზამინირება, დესულფირება, N- და S-ჟანგვა და სხვ. ერთი და იგივე ნივთიერება ზოგჯერ რამოდენიმე გზით იჟანგება და ეს თვით ტოქსიკანტის ქიმიური აღნაგობით, კერძოდ მოლეკულაში ჰიდროფობული ჯგუფების განლაგებითაა გაპირობებული.

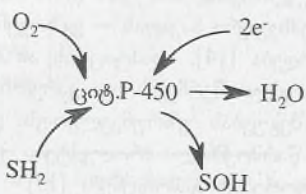
ქსენობიოტიკთა ჰიდროქსილირებაში განსაკუთრებული ადგილი უკავია ციტოქრომ P450-დამოკიდებულ მონოოქსიგენაზას. იგი იმ ადაპტირებად თვითრეგულირებად სისტემას წარმოადგენს, რომლის დონეზეც ნივთიერებათა ორი შემხვედრი ნაკადის – ეგზოგენურის და ენდოგენურის ურთიერთგადაკვეთა ხდება [14]. ადაპტაციის ამ მექანიზმმა ხანგრძლივი პერიოდის მანძილზე გაუძლო შერჩევას. იგი გარემოს ქიმიური ცვლილებების მიმართ ორგანიზმის შეგუებას უზრუნველყოფს. გარდა ამისა, მის მიერ სუბსტრატთა ჟანგვით წარმოქმნილი პროდუქტები უჯრედული მეტაბოლური სისტემების რეგულატორებად გამოიყენება [15].

ციტოქრომ P450-შემცველი მონოოქსიგენაზების ერთ-ერთ დამახასიათებელ თავისებურებად უჯრედში მათი განაწილება ითვლება. პროკარიოტული ორგანიზმები ამ ფერმენტულ სისტემას ხსნადი ფორმით შეიცავენ. ეუკარიოტულ ფორმებზე გადასვლას თან ახლდა ჰემოპროტეინის ჩაშენება ენდოპლაზმურ მემბრანაში. ციტოქრომი P450 იმ უნიკალურ ცილას განეკუთვნება, რომელსაც ბუნებამ მემბრანაში ჩაშენების უნარი უბოძა. ევოლუციის კიბის უმაღლეს საფეხურზე დგას ღვიძლის ციტოქრომ P450-შემცველი მონოოქსიგენაზა. მისი სამივე კომპონენტი (NADPH-ციტოქრომ P450-რედუქტაზა, ციტოქრომ b_5 და ციტოქრომ P450) ჭეშმარიტად მემბრანული ცილებია [16]. ბოლო პერიოდში

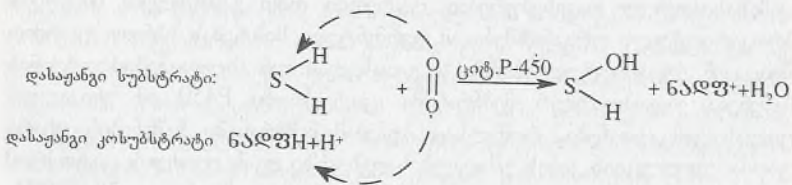
ულტრასტრუქტურული ციტოქიმიის მეთოდებით დადგენილია, რომ ცხოველის ფილტვში მონოქსიგენაზას საწყისი კომპონენტი ნადჟH-ციტოქრომ P450-რედუქტაზა ციტოზოლში ლოკალიზდება. ზოგიერთი ეუკარიოტული მიკროორგანიზმი ციტოქრომ P450-ს ხსნად ფრაქციაში შეიცავს, თუმცა იგი ხსნადიდან მემბრანულ ფერმენტზე გარდამავალ შუალედურ ფორმადაა მიჩნეული.

სხვა ეუკარიოტული ორგანიზმებისაგან განსხვავებით, მცენარე ევოლუციის პროცესში ტოქსიკანტა დამჟანგველი ფერმენტული სისტემები მემბრანაშიც ჩააშენა, მაგრამ ამ სისტემათა ხსნადი ფორმებიც შეინარჩუნა [17], რითაც დეტოქსიკაციური დაცვის ბარიერი უფრო ღრმად ეშეღონირებული გახდა.

მონოქსიგენაზის ტერმინალური კომპონენტის – ციტოქრომ P450-ის მეორე უნიკალური თვისება მის უაღრესად დაბალ სპეციფიკურობაში მდგომარეობს, რაც მის უნივერსალობას აპირობებს. ეს იმას ნიშნავს, რომ მას შეუძლია ქიმიურად აბსოლუტურად განსხვავებული შენების მქონე ორგანული ნაერთების ჰიდროქსილირება განაზორციელოს. მისი მოქმედების მექანიზმი სქემატურად ასე შეიძლება წარმოვიდგინოთ:



აბ

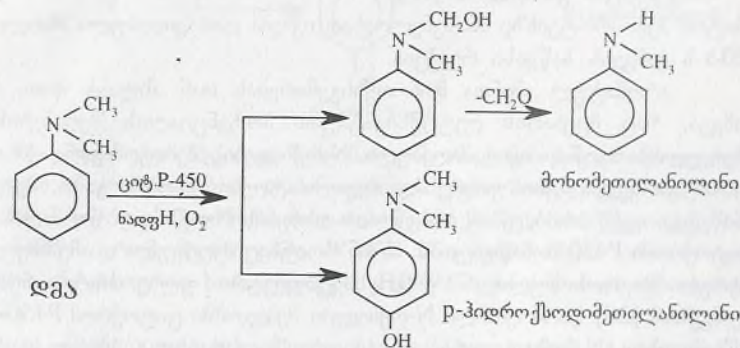


როგორც ვხედავთ, მონოქსიგენირებისას ჟანგბადის ერთი ატომი რედუქტაზული რეაქციების მსგავსად წყლამდე აღდგება, ანუ ოქსიგენაზას

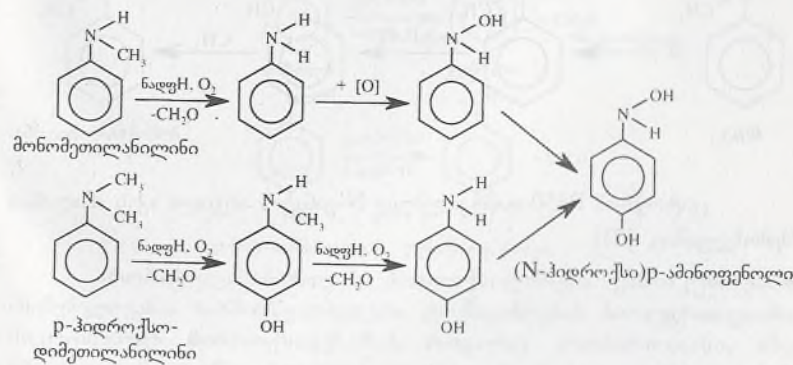
რედუქტაზული თვისებებიც გააჩნია. ამიტომ უწოდებენ მათ შერეული ფუნქციის ოქსიდაზებს.

ქვემოთ მოყვანილია მონოქსიგენირების რამდენიმე მაგალითი:

არომატული ამინის ღმპ-ს მიკროსომული ჟანგვა. ეს ქსენობიოტიკი ორ ჰიდროფობულ ჯგუფს – ფენილისა და მეთილის რადიკალებს შეიცავს. ამიტომ მისი დაჟანგვის ორი ალტერნატიული ვარიანტი არსებობს:



სავსებით დასაშვებია, რომ შემდგომი ჰიდროქსილირებისათვის ციტოქრომი P450 სუბსტრატებად იყენებდეს მონოქსიგენირების შედეგად მიღებულ პროდუქტებს:

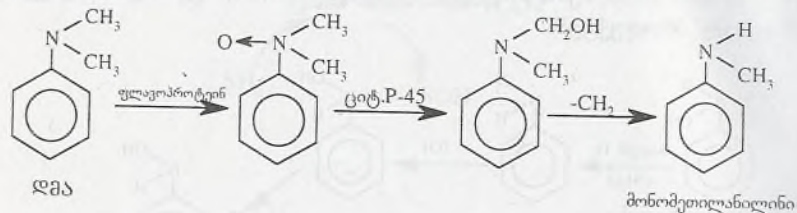


მიუხედავად ამისა, ყოველი შემდგომი რეაქცია ნაკლებად უნდა იყოს დამოკიდებული ციტოქრომ P450-ზე ორი მიზეზის გამო:

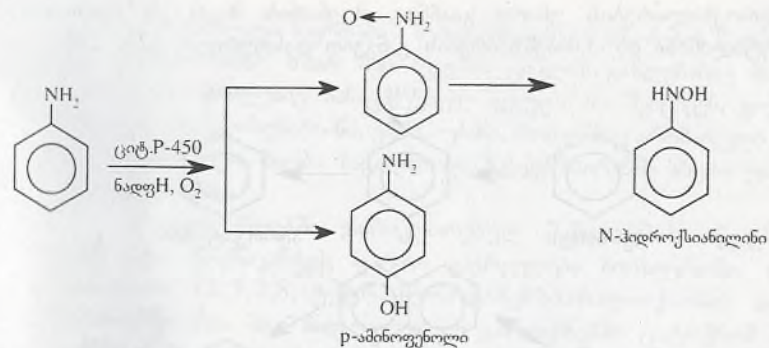
- მიღებული პროდუქტების მოლეკულებს გარკვეული პოლარობა აქვთ შექმნილი, რის გამოც შესაბამისად დაქვეითებულია მათდამი ფერმენტის სწრაფვა [18]
- კატალიზური აქტის წარმართვის შედეგად ციტოქრომ P450-მა შეძლება ინაქტივაცია განიცადოს [19].

ამიტომ ჰემოპროტეინზე მნიშვნელოვნად იქნება დამოკიდებული მხოლოდ დმპ-ს ფანგვის საწყისი რეაქცია.

არომატულ ამინთა მონოოქსიგენირებას თან ახლავს მათი N-ფანგვა, რაც მცენარის დეტოქსიკაციური პოტენციალის შეფასებისას მხედველობაში უნდა იყოს მიღებული. N-ოქსიდების შემდგომ გარდაქმნათა ბედის გარკვევა მათი უაღრესად მაღალი ტოქსიკურობის გამო, მეტად მნიშვნელოვანი პრობლემაა. პირველადი ამინების N-ოქსიდთა წარმოქმნაში ციტოქრომი P450 მონაწილეობს, მაშინ როდესაც მეორეული და მესამეული ამინები მიკროსომული ნაღვლი-სპეციფიკური ფლავოპროტეინებით იჟანგებიან [20]. წარმოქმნილი N-ოქსიდები შემდგომში ციტოქრომ P450-ის საშუალებით N-დემეთილირებულ (ჰიდროქსილირებულ) პროდუქტებად გარდაიქმნებიან.

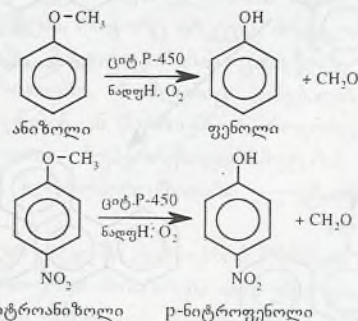


ციტოქრომ P450-დამოკიდებულ N-ფანგვას ადგილი აქვს ანილინის შემთხვევაშიც [21].



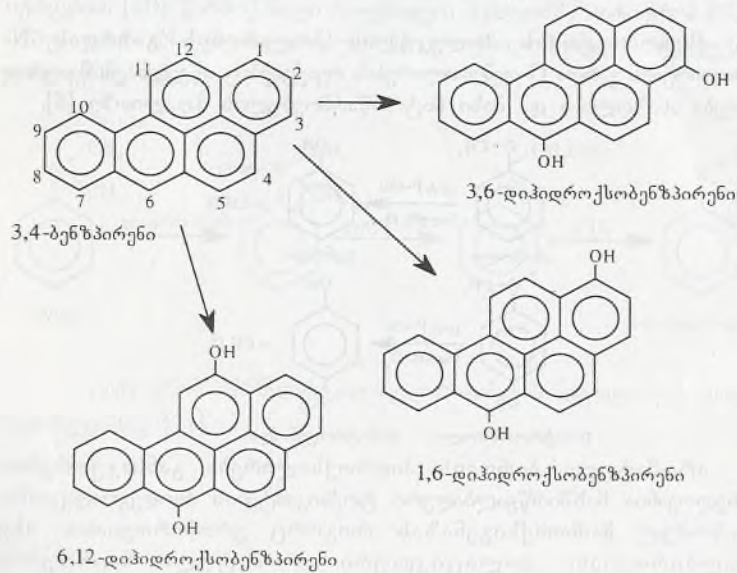
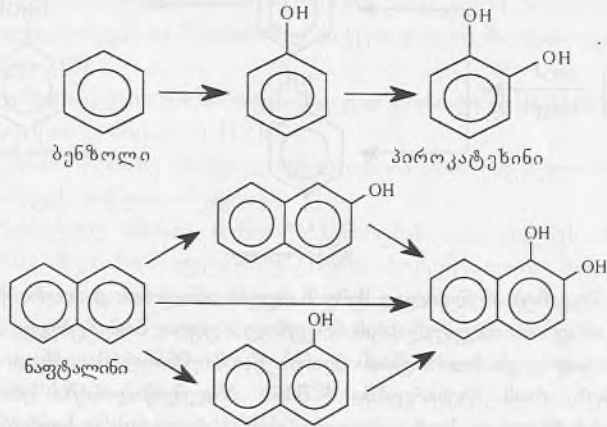
შედარებით ადვილად მიმდინარეობს ანილინის *p*-ჰიდროქსილირება, რადგან ამ დროს მიღებულ *p*-ამინოფენოლს უფრო მომეტებული პოლარობა გააჩნია, ვიდრე ეს ჰიდროქსიანილინის წარმოქმნისას მიიღწევა. აქვე უნდა აღინიშნოს, რომ მცენარეებში დმპ-ს N-დემეთილირება ერთი რიგით უფრო ინტენსიურად ხორციელდება, ვიდრე ანილინის *p*-ჰიდროქსილირება [22].

ქსენობიოტიკის მოლეკულის პოლარობის გაზრდას N-დემეთილირების გარდა O-დემეთილირების რეაქციებიც იწვევენ. ეს მკაფიოდ ვლინდება ანიზოლისა და მისი ნიტროწარმოებულის მაგალითზე [8].



არომატული ბირთვის ჰიდროქსილირება განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია ნახშირწყალბადური ტოქსიკანტების ბიოდეგრადაციაში. მიკროსომულ მონოოქსიგენაზას როგორც ერთბირთვიანი, ისე მრავალბირთვიანი პოლიციკლური არომატული ნაერთების

პიდროქსილირების უნარი გააჩნია. მცენარის მიერ ეს ბენზოლის, ნაფტალინისა და 3,4-ბენზპირენის ფანგვით დასტურდება [23, 24].



არომატული ნაერთების შემდგომი ფანგვა ქინონების წარმოქმნამდე გრძელდება, რასაც ხშირ შემთხვევაში ციკლის გახლეჩამდე მივყავართ. ნაერთებში, რომლებიც ჩანაცვლებულ ჯგუფს არ შეიცავენ, ყოველთვის არსებობს რეაქციისუნარიანი, ე.წ. L-უბანი, რომელშიც არომატული ბირთვის პიდროქსილირება ხდება. მაგალითად, 3,4-ბენზპირენში ასეთი უბანი მე-ნ მდგომარეობაშია.

ბოლო წლებში განსაკუთრებულ შეშფოთებას იწვევს ისეთი საზარელი ტოქსიკანტის ფართო გავრცელება ბიოსფეროში, როგორც დიოქსინი (2,3,7,8-ტეტრაქლორდიბენზპარადიოქსინი) და მისი წარმოებულება. მათ შიდაუჯრედულ გარდაქმნებში ციტოქრომ P450-ის მონაწილეობისა და როლის დადგენა კვლევის საწყის სტადიაზეა და ძირითადად ცხოველურ ორგანიზმებზე (ვირთხებზე, ზაზუნებზე, ღორებსა და ფრინველებზე) ტარდება [25, 26], ხოლო მცენარე ამ მიმართულებით თავის რიგს ელოდება.

9.1.1.2 ქსენობიოტიკა ფანგვის მექანიზმების ურთიერთშენაცვლება

ფერმენტებზე არსებული ტრადიციული შეხედულება იმის შესახებ, რომ კატალიზური აქტის შესრულებისას ისინი არ იცვლებიან, ამჟამად კრიტიკულად მოწმდება. როგორც ირკვევა, მრავალი ფერმენტი კატალიზური ციკლის პროცესში მოდიფიცირებას განიცდის. ეს განსაკუთრებით იმ ფერმენტებს ახასიათებთ, რომლებიც ფანგბადის აქტიურ ფორმებს ან სუბსტრატებად იყენებენ, ან წარმოქმნიან, როგორც რეაქციის პროდუქტებს. ასეთებია, მაგალითად, სუპეროქსიდდისმუტაზა, D-გლუკოზოოქსიდაზა, ქსანთინოქსიდაზა, ქლოროპეროქსიდაზა, გლუტათიონპეროქსიდაზა და სხვ. [27].

კატალიზურ ციკლში ციტოქრომ P450-ის ინაქტივაცია სხვადასხვა გზით შეიძლება. ერთ-ერთი მოსაზრება იმას ემყარება, რომ ამ ჰემოპროტეინის პეროქსიკომპლექსის დაშლისას წარმოქმნილი აქტიური ინტერმედიატები (ეპოქსიდები, N-ოქსიდები, ალდეჰიდები, კეტონები) ფერმენტებზე “გამანადგურებლად” მოქმედებენ, მიუხედავად იმისა, რომ ამ ინაქტივაციის ჭეშმარიტი მექანიზმი უცნობია, უპირატესობას მაინც მასში ფანგბადის იმ აქტიური ფორმების მონაწილეობას ანიჭებენ, რომლებიც ოქსი- და

პეროქსიციტოქრომ P450-ის დაშლის შედეგად წარმოიქმნება [28]. მიჩნეულია, რომ ციტოქრომ P450-ის აქტიურ ცენტრთან ახლოს მყოფი გარკვეული ამინომჟავების H_2O_2 -ით მოდიფიცირება მნიშვნელოვანი საფეხურია ჰემოპროტეინის ინაქტივაციაში. ფერმენტის აქტიურ ცენტრში H_2O_2 იწვევს სტრუქტურულ-კონფორმაციულ ცვლილებებს. ამდენად, ციტოქრომი P450 განიხილება როგორც უნივერსალური “ფერმენტი-თვითმკვლეელი”, ხოლო H_2O_2 ფერმენტის ინაქტივაციაში ინიციატორის როლს ასრულებს.

უმაღლეს მცენარეთა მიკროსომების ნაღვში-თან ინკუბირებისას შენიშნულია ციტოქრომ P450-ის ჰიდროქსილაზური და დემეთილაზური აქტივობის დროზე დამოკიდებული კლება [29]. ეს ჰემოპროტეინის აქტიურ ცენტრში ჟანგბადის აქტიური ფორმების ავტოკატალიზური წარმოქმნით და ფერმენტზე ენდოგენური სუბსტრატების აქტივაციითაა განპირობებული.

ჰემოპროტეინის აქტიურ და არააქტიურ ფორმათა რაოდენობრივი თანაფარდობა მნიშვნელოვნადაა დამოკიდებული მცენარის ასაკზე. მაგალითად, სიმინდის (*Zea Mays*) ეთილირებული ნაზარდების ფესვების მიკროსომებში ნაღვში-დამოკიდებული დემეთილაზური აქტივობა მაქსიმუმს “ახალგაზრდა” (7-დღიანი) ნაზარდების მიკროსომებში აღწევს. მომდევნო დღეებში ფარდობა P450:P420 მუდმივ კლებას განიცდის და “ხანდაზმული” (14-დღიანი) ნაზარდების მიკროსომებში მინოქსიგენაზური აქტივობა მთლიანად ქრება. ყველაზე მნიშვნელოვანი ამ შემთხვევაში ისაა, რომ N-დემეთილაზური აქტივობის გაქრობას თან ახლავს ფრაქციაში პეროქსიდაზური აქტივობის გენერირება [30-33], ე.ი. ქსენობიოტიკთა ჟანგვის მონოოქსიგენაზური მექანიზმი პეროქსიდაზულით იცვლება, რაც დეტოქსიკაციაში მონაწილე მჟანგველ ფერმენტულ სისტემათა მობილურობასა და მალალ ადაპტაციურ უნარზე მიუთითებს.

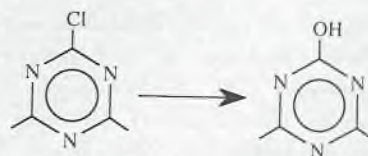
ამ მოსაზრებასთან დაკავშირებით უნდა აღინიშნოს ერთი მეტად საყურადღებო ფაქტი: ციტოქრომი P450 დეტოქსიკაციურის გარდა მრავალ “ენდოგენურ” ბიოსინთეზში (ალკალიდების, ჰიბერელინების, ფენოლური ნაერთების და სხვ.) მონაწილეობს. ორივე ფუნქციის ერთდროულად შესრულებისას, ჰემოპროტეინის მთლიანი შიდაუჯრედული ფონდის მყისიერი გადანაწილება ხდება. ეს თვალსაჩინოდაა ნაჩვენები ფენოლური ნაერთების ბიოსინთეზისა და ღმპ-ს ჟანგვითი გარდაქმნების მაგალითზე. ამ ქსენობიოტიკის N-დემეთილირება 70-80%-ით ზღუდავს დარიჩინმჟავას

(ფენოლების ბიოსინთეზის ინტერმედიატის) მიკროსომულ ჰიდროქსილირებას და ლიგნინის წარმოქმნას. თავის მხრივ დარიჩინმჟავა 25-30%-ით თრგუნავს ღმპ-ს ჟანგვას. ეს შედეგები საშუალებას იძლევიან გაკეთდეს შემდეგი დასკვნები:

- ბიოსინთეზის რეაქციებში მონაწილე ციტოქრომ P450-ს შეუძლია ქსენობიოტიკის დეტოქსიკაცია
- ბიოსინთეზის და დეტოქსიკაციის პროცესების ერთდროული მიმდინარეობისას უპირატესობა უკანასკნელს ენიჭება, ჰემოპროტეინისადმი ქსენობიოტიკის გაცილებით მაღალი სწრაფვის გამო
- ქსენობიოტიკის უჯრედში შეჭრა არის ის რეგულატორული სიგნალი, რომელიც ციტოქრომ P450-ის “ენდოგენურიდან” “ეგზოგენურ” ცვლაზე გადართვას განაპირობებს [34,35].

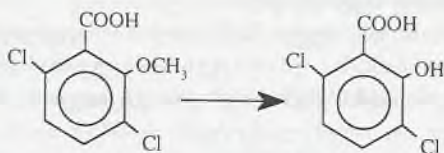
9.1.2 ქსენობიოტიკთა ჰიდროლიზური დაშლა მცენარეში.

ქსენობიოტიკის მოლეკულაში ჰიდროქსილის ჯგუფის წარმოქმნა შეიძლება მოხდეს მისგან ატომის ან უფრო მსხვილი ფრაგმენტის ჰიდროლიზური მოხლეჩით. ამის თვალსაჩინო მაგალითად შეიძლება მოვიყვანოთ სიმტრიაზინების მოლეკულებში ტრიაზინური ბირთვის მეორე ნახშირბადთან მყოფი ჰალოგენის ჩანაცვლება ჰიდროქსილის ჯგუფით. მცენარეებში ამ რეაქციის შედეგად ქლორტრიაზინები სწრაფად გარდაიქმნება შესაბამის ოქსიტრიაზინებად [8]:



ეს პროცესი მცენარეში კატალიზდება 2,4-დიჰიდროქსი-7-მეთოქსი-1,4-ბენზოქსაზინონ-3-ით, რომელსაც მცენარე გლუკოზიდის სახით შეიცავს. ქლორტრიაზინებთან იგი არამდგრად აღუქმებს წარმოქმნის, რომლებიც სპონტანურად ოქსიტრიაზინებად ჰიდროლიზდება.

ჰიდროქსილის ჯგუფის წარმოქმნა შესაძლებელია მეთოქსილის ჯგუფის ჰიდროლიზური მოხლეჩით. მაგალითად, *Hordeum vulgare*-სა და *Triticum vulgare*-ში დიკამბას მეთოქსილის ჯგუფის შენაცვლება ხდება ჰიდროქსილის ჯგუფით, რის შედეგადაც 3,6-დიქლორსალიცილის მჟავა მიიღება:



მიღებული მეტაბოლიტი დიკამბაზე უფრო მდგრადია. მცენარეში მისი არსებობა დიკამბას გამოყენებიდან 2 წლის შემდეგაც კი მუდავდება.

მცენარეში დიფენილური ეთერის წამოებულთა დაშლისას ფენოლები წარმოიქმნება. მაგალითად, ჰერბიციდ ფლუოროლფენის (2,4'-დინიტრო-4-ტრიფტორმეთილ-დიფენილის ეთერი) დაშლისას *p*-ნიტროფენოლი, და სავარაუდოა, რომ *p*-ამინოფენოლი წარმოიქმნება [36]. ეს ნივთიერება მცენარეში ფტოროდიფენის მეტაბოლიზმის პროდუქტებშიცაა აღმოჩენილი. მასთან ერთად იდენტიფიცირებულია პოლარული კომპონენტი – 4-ნიტროფენოლის β,D-გლუკოზიდი [37].

შარდოვანას ფენილ-ჩანაცვლებულების მეტაბოლიზმზე მონაცემების ანალიზით გაკეთებულია დასკვნა, რომ შესაბამის ანილინებამდე მათი ჰიდროლიზური დაშლა მცენარეში ძალიან ძნელად ხორციელდება. არილურ ნაშთებში დანიშნული შარდოვანებით (მონურონი, დიურონი, ფლუომეტურონი) ჩატარებულ ცდებში შესაბამისი თავისუფალი ანილინები ან საერთოდ არ წარმოიქმნებოდა, ან იდენტიფიცირდებოდა სრულიად უმნიშვნელო რაოდენობებით [38]. პროპიონმჟავის 3,4-დიქლორანილიდი (პროპანილი) მცენარეში (*Oryza sativa*) სწრაფად გარდაიქმნება 3,4-დიქლორანილინად და პროპიონმჟავად. წარმოქმნილი 3,4-დიქლორანილინი N-გლუკოზიდს ქმნის. პროპანილის დაშლას არილაცილამიდაზა აკატალიზებს. ეს ფერმენტი ერთნაირი სიჩქარით აჰიდროლიზებს 3',4'- და 2',4'- დიქლორპროპიონანილიდების დაშლას.

ჰიდროქსიწარმოებულებს ფოსფორგანული პესტიციდებიც იძლევა ჰიდროლიზური დაშლის შედეგად.

9.1.3 კონიუგაციის (შეუღლების) რეაქციები

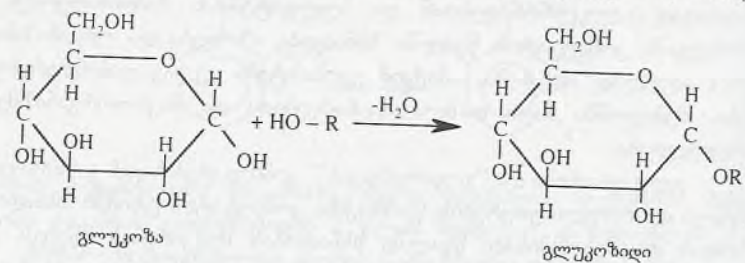
კონიუგაცია მეორადი პროცესია, რომლის დროსაც საწყისი ტოქსიკანტი, ან მისი პირველადი გარდაქმნის პროდუქტები, ორგანიზმში შემავალ ნივთიერებებს უკავშირდებიან. ამ დროს ქსენობიოტიკის ტოქსიკურობა სუსტდება, ან სრულიად ქრება. ცხოველებში ეს რეაქციები ძირითადად გლუკურონიდებთან და სულფატებთან მიმდინარეობენ. ამ შემთხვევაში კონიუგატის წყალში ხსნადობა იზრდება და ორგანიზმიდან უფრო ადვილად იდევნება, ამიტომ ეკოსისტემა კვლავ დაბინძურებული რჩება. შემდგომში მათი დაშლა მცენარეებითა და მიკროორგანიზმებით ხორციელდება.

გლუკურონისა და “გოგირდმჟავას” კონიუგატებისაგან განსხვავებით, მარტივი და რთული ეთერების წარმოქმნა კონიუგატის ცხიმში ხსნადობის გაზრდას და შესაბამისად, წყალში ხსნადობის შემცირებას იწვევს. ამის გამო, ორგანიზმში (უპირატესად ცხიმოვან ქსოვილში) მათი დაგროვება ხდება. მაკრომოლეკულებთან (ცხოველში – ცილებთან და ნუკლეინმჟავებთან) ტოქსიკანტის კონიუგირებისას უხსნადი ნაერთები წარმოიქმნება, რომლებიც ქსოვილებიდან მოლეკულის სტრუქტურის დაუშლელად ჩვეულებრივი გამხსნელებით არ ექსტრაგირდება. მცენარესთან შედარებით ასეთი დაკავშირებული ნაშთების წილი ცხოველში გაცილებით ნაკლებია. ცხოველურ ცილებთან უცხო ნაერთის მიერთების მაგალითებად შეიძლება დავასახელოთ ტოლოლქლორიდფენილჰიდრაზონის დაკავშირება ჰემოგლობინთან და ქლორფენოქსიმარმჟავას მიერთება ალბუმინთან [39,40].

მცენარეში უცხო ნაერთის შემკავშირებელი მოლეკულა ხშირად ლიგნინია. უცხო ნაერთის არაკოვალენტურად ჩართვის გარდა, ლიგნინის მოლეკულაში ნამდვილი კოვალენტური კავშირებიც წარმოიქმნება. მაგალითად, არსებობს მონაცემები მაკრომოლეკულების პოლიმერულ სტრუქტურაში ანილინის ასეთი ჩართვის შესახებ [41].

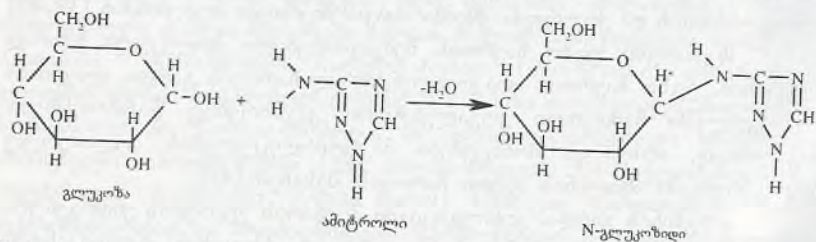
ლიგნინის გარდა, კონიუგაციაში მცენარის უჯრედის ენდოგენური ნაერთებიც მონაწილეობენ. ისინი ურთიერთქმედებენ ტოქსიკანტის მოლეკულათა ფუნქციონალურ ჯგუფებთან და ქიმიურად უკავშირდებიან მათ. როგორც წესი, ფუნქციონალური ჯგუფების შებოჭვას უჯრედის ჰიდროფილური ნაერთები ახდენენ და ამის გამო მნიშვნელოვნად იზრდება უცხო ნაერთის წყალში (უჯრედის წვენი) ხსნადობა.

მცენარეში კონიუგაციის ერთ-ერთი გავრცელებული სახეა გლიკოზილირება. ამ დროს ქსენობიოტიკის ფუნქციონალური ჯგუფი გლუკოზით იბოჭება. ამიტომ შეუღლების პროდუქტს გლუკოზიდი ეწოდება. რეაქციაში გლუკოზის აცეტალური (გლუკოზიდური) ჰიდროქსილი ურთიერთქმედებს უცხო ნაერთთა ფუნქციონალურ ჯგუფებთან, ე.ი. ურთიერთშეკავშირება ფანგბადის ატომით ხდება და O-გლუკოზიდი მიიღება:



გლიკოზილირების რეაქციაში შედარებით ნაკლებად მონაწილეობს მეორე მონოსაქარიდი – გალაქტოზა, ხოლო სხვა მონოსაქარიდები, უცხო ნაერთთა გლიკოზილირებაში საერთოდ უაღრესად იშვიათად შედიან.

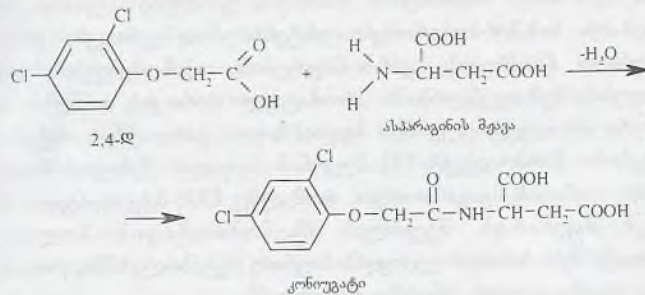
გლიკოზილირება ერთ-ერთი გავრცელებული მექანიზმია ქსენობიოტიკის ამინოჯგუფის შესაბოჭად, როდესაც N-გლუკოზიდები წარმოიქმნება. ამის თვალსაჩინო მაგალითია ფართოდ გავრცელებული ჰერბიციდის – ამიტროლის გლიკოზილირება:



შედარებით იშვიათია მცენარეებში კარბოქსილის ჯგუფის გლიკოზილირება.

შეუღლების მეორე სახე, რომელიც განსაკუთრებით გავრცელებულია მცენარეში და მონაწილეობს ქსენობიოტიკთა დეტოქსიკაციაში, არის კონიუგაცია უჯრედის თავისუფალ ამინოჰეჯებთან, ჰეპტიდებთან და

ცილებთან [42,43]. მაგალითად, ჰერბიციდი 2,4-დ ასპარაგინის მჟავასთან განიცდის კონიუგირებას [41].



დეტოქსიკაციაში მონაწილეობს გლუტათიონი (ტრიპეპტიდი). ცნობილია ჰერბიციდებთან – სიმაზინთან და ატრაზინთან მისი კონიუგატების წარმოქმნის შესაძლებლობა. მცენარეში ნაჩვენებია შეუღლების ასეთი პროდუქტების წარმოქმნა ფენოლიდან, ბენზოის მჟავადან, ფენოქსიმმარმჟავადან და 2,4-დ-დან [45]. მაღალმოლეკულური პოლიპეპტიდებიდან ცილასაც შესწევს უნარი თავისი ფუნქციონალური ჯგუფებით შეუკავშირდეს უცხო ნივთიერებათა მოლეკულებს და შებოჭოს ისინი [46].

9.1.4 ქსენობიოტიკთა ღრმა გარდაქმნები მცენარეებში

ქსენობიოტიკების ჰიდროქსილირება, ჰიდროლიზი და კონიუგაცია, გარდაქმნის საწყისი ეტაპებია. ვარაუდობენ, რომ პირველადი ტრანსფორმაციის შედეგად წარმოქმნილი დაბალმოლეკულური პროდუქტები შემდგომში ვაკუოლებში იყრიან თავს და იქ მეტაბოლიზდებიან, თუმცა ამ მოსაზრებას ექსპერიმენტული დადასტურება სადღეისოდ არ გააჩნია. მრავალი ნაერთის შემთხვევაში რადიოაქტიური ნახშირბადით მონიშნული ქსენობიოტიკების შთანთქმისა და გარდაქმნის შედეგად, საცდელი მცენარეებიდან ადგილი აქვს $^{14}\text{CO}_2$ -ის ინტენსიურ გამოყოფას, რაც უცხო ნაერთთა ღრმა დაფანგვაზე მიუთითებს. მაშასადამე, იმ გარდაქმნების პარალელურად, როდესაც ქსენობიოტიკის მოლეკულის ძირითადი სტრუქტურა უცვლელი რჩება, ადგილი აქვს მათ სრულ ბიოდეგრადაციას.

ექსპერიმენტულად დადასტურდა, რომ უმაღლეს მცენარეებს ევზოგენური არომატული ნახშირწყალბადების, მარტივი ფენოლების, არომატული მჟავებისა და მათი ნაწარმების ბირთვის გახლეჩის უნარი აქვთ. ამ ნივთიერებათა ნახშირბადატომები ინტენსიურად ერთვება ენდოგენურ ნივთიერებათა (შაქრების, კარბონმჟავების, ამინომჟავების და სხვ.) მოლეკულების შემადგენლობაში. არომატული ბირთვის დაშლის პირველი ალიფატური პროდუქტი მუკონის მჟავაა, ხოლო გარდაქმნის ინტერმედიატს პიროკატეხინი წარმოადგენს [8]. მუკონის მჟავადან შემდგომ შუალედური პროდუქტი ფუმარის მჟავა მიიღება, რომელიც CO₂-მდე იჟანგება. ამრიგად, უმაღლეს მცენარეს შეუძლია ქსენობიოტიკის მოლეკულათა ნახშირბადატომები ჩართოს უჯრედის საერთო მეტაბოლიზმში, რაც მცენარის მაღალ დეტოქსიკაციურ უნარზე მიუთითებს.

9.2 მცენარე, – ეკოსისტემის ეფექტური რემედიატორი

გარემოს ნორმალური ეკოლოგიური მდგომარეობის შენარჩუნებაში, მცენარის როლი განუზომელია. ამის დადასტურებად თუნდაც ის კმარა, რომ კოლოსალური რაოდენობის ნახშირბადის დიოქსიდი, რომელიც ატმოსფეროში გამოიყოფა, ორგანიზმთა სუნთქვისა და ორგანული სათბობის (ხე-ტყის, ნავთობის, ქვანახშირის, ტორფის და სხვ.) წვის შედეგად, მცენარის მიერ შთანთქმება და ფოტოსინთეზური ციკლის გავლით შაქრებად გარდაიქმნება.

ცხოველური ორგანიზმი ძალზე მგრძობიარეა ნახშირბადის მონოქსიდის მიმართ. მისი ტოქსიკურობა იმაში მდგომარეობს, რომ იგი უკავშირდება უჯრედში არსებულ მეტალშემცველ (უბირატესად რკინის და სპილენძის) ფერმენტებს და მათი აქტივობების ბლოკირებას ახდენს. ამას შედეგად ნივთიერებათა ცვლის სერიოზული დარღვევები მოსდევს. მცენარეს, რომელიც ამ ტოქსიკანტის მიმართ შედარებით მდგრადია, შეუძლია ატმოსფეროდან შებოჭოს CO და არატოქსიკურ ნაერთად გარდაქმნას. სასარგებლო ორგანულ მეტაბოლიტებში ერთვებიან აგრეთვე ატმოსფეროდან მცენარის მიერ შეთვისებული აზოტის ოქსიდებიც.

დიდი პრაქტიკული მნიშვნელობა აქვს მცენარის ფოთლების მიერ აეროზოლებისა და მიკრომტვერის შეკავებასა და შთანთქმას. ჰაერში აეროზოლების სახით სხვა ტოქსიკანტებთან ერთად არსებობს ისეთი პოლიციკლური კანცეროგენული ნახშირწყალბადები, როგორებიცაა 3,4-

ბენზპირენი, ბენზანტრაცენი და დიბენზანტრაცენი. მათ დიდი რაოდენობით შეიცავს საწარმოო კვამლი და ატომობილის გამონაბოლქვი აირები. ცხოველისაგან განსხვავებით, ეს ტოქსიკანტები მცენარისათვის უვნებელია. სამაგიეროდ, მცენარეს მათი მეტაბოლიზმის უნარი აქვს. ატმოსფეროში კანცეროგენული ნაერთების მაღალი შემცველობისას, მცენარე მათ სრულ გარდაქმნას ვერ ახერხებს. ამიტომ გზატკეცილებისა და რკინიგზის მაგისტრალების გასწვრივ შზარდი მცენარეები, გარკვეული რაოდენობით ყოველთვის შეიცავენ ამ ტოქსიკანტებს. ამასთან დაკავშირებით რეკომენდებულია, რომ უშუალოდ საგზაო მაგისტრალების განაპირა ზოლში ხეხილი არ გაშენდეს, ან ხეხილსა და მაგისტრალს შორის არახეხილოვანების სამწკრივანი ზოლი არსებობდეს [47]. არახეხილოვანი მცენარეების (ბალახოვანი, ბურქოვანი, მრავალწლიანი) ამ შესანიშნავ “მწვანე ფილტრს” დიდი როლის შესრულება შეუძლია კანცეროგენული ნახშირწყალბადებისაგან ატმოსფეროს გასუფთავების საქმეში.

არასასურველია საგზაო მაგისტრალების გასწვრივ ბოსტნეულის გაშენება. ამ ტერიტორიებზე ნიადაგი დიდი რაოდენობით შეიცავს კანცეროგენულ ნახშირწყალბადებს. ფესვებით შთანთქმის შემდეგ ისინი მიწისზედა ორგანოებშიც გადაადგილდებიან. ამას თუ დაკუმატებთ კანცეროგენების ფოთლებით შთანთქმასაც და გავითვალისწინებთ იმასაც, რომ ბოსტნეულის უმეტესობა საკვებად ფოთლებიანად იხმარება, ცხადი გახდება, თუ რაოდენ საშიშროებას წარმოადგენს ასეთი მცენარის გამოყენება საკვებად [48].

“მწვანე ფილტრის” მოქმედების ეფექტურობა მნიშვნელოვანწილად დამოკიდებული თვით მცენარის ბუნებასა და თავისებურებებზე. მაგალითად, კონდარს (*Lolium multiflorum italicum*) უნარი აქვს “ამოწვილილოს” ანუ “ამოკრიფოს” ნიადაგიდან 3,4-ბენზპირენის დიდი რაოდენობა [49]. ჰაერიდან მავნე ნივთიერებათა შთანთქმის ინტენსივობას მცენარის ფოთლოვანი ზედაპირის სიდიდე, ბაგების რაოდენობა, ნახშირბადის დიოქსიდის მშთანთქმელუნარიანობა და სხვა ფაქტორები განსაზღვრავენ. ტოქსიკანტების შთანთქმისა და მეტაბოლიზმის უნარის მიხედვით, მცენარეები საგრძნობლად განსხვავდებიან ერთმანეთისაგან. მაგალითად, ერთიან პირობებში, ერთ კილოგრამ მწვანე ფოთლოზე გადაანგარიშებით, ჭალაფშაქა (*Elaeagnus augustifolia* L.), ან ჩვეულებრივი ნეკერჩხალი (*Acer*) ასჯერ მეტ ბენ-ზოლს და ტოლუოლს შთანთქავს, ვიდრე თელა (*Ulmus*) ან იფანი (*Fraxinus*) და ათასჯერ მეტს, ვიდრე თუთა (*Morus alba* L.) ან ნაძვი

(*Picea*) [50].

სადღეისოდ პრობლემატურად რჩება პესტიციდების გამოყენების საკითხი. უდიდესი ეკონომიკური ეფექტის მიუხედავად, მათი შეტანა სასოფლო-სამეურნეო კულტურების პლანტაციებში, ტოქსიკური ნაერთებით კვების პროდუქტთა დაბინძურების საფრთხეს ქმნის. პესტიციდით მცენარის დაზიანების მომენტიდან გარკვეული დროის შემდეგ მცენარეში გარდაქმნების შედეგად მისი კონცენტრაცია ადამიანისათვის არატოქსიკურ ოდენობამდე მცირდება. დროის ამ მონაკვეთს დაყოვნების პერიოდი ეწოდება. მცენარეებში მიმდინარე დეტოქსიკაციური პროცესების განსხვავებული ინტენსივობის გამო, ერთსა და იმავე პესტიციდისათვის დაყოვნების პერიოდი სხვადასხვა მცენარეში ხშირად განსხვავებულია.

დაყოვნების პერიოდი იცვლება პესტიციდის მდგრადობის მიხედვით, ამიტომ მისი გამოყენება დასაშვებია მხოლოდ რეკომენდირებული დოზებით და შესაბამისი დაყოვნების პერიოდის მკაცრი გათვალისწინებით.

9.3 მცენარე, – ბიონდიკატორი

ბოლო პერიოდში დიდი მნიშვნელობა ენიჭება ბიოლოგიურ ინდიკაციას. იგი გულისხმობს გარემოს ქიმიურ-ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასებას ცოცხალი ორგანიზმების რეაქციების მიხედვით. თავისი სიმარტივეთა და მაღალი მგრძობელობით, განსაკუთრებულ ყურადღებას იმსახურებს მცენარის, როგორც ეკოსისტემაში ტოქსიკურ ნაერთთა აღმოჩენის (ინდიკატორის) გამოყენება [51]. მცენარე იმის საუკეთესო მაჩვენებელია, თუ როგორ ირღვევა ადამიანის სამეურნეო მოღვაწეობის შედეგად გარემოს ქიმიურ-ეკოლოგიური მდგომარეობა. მაგალითად, ატმოსფეროში ტოქსიკურ ნაერთთა სულ უმნიშვნელო შემცველობაც კი, ლიქენების დალუპვას იწვევს. ამიტომ, მათი ზრდა-განვითარების მიხედვით შეიძლება ეკოსისტემის სისუფთავის შეფასება. ქაღალტების ჰაერში ოზონის დაბალი კონცენტრაციების დადგენის საშუალებას იძლევა თამბაქოს (*Nicotiana*) სპეციალური ჯიშები. ვოგირდის დიოქსიდის მიმართ მგრძობიარე მცენარეებია იონჯა (*Medicago*), ქერი (*Hordeum*), სალათა (*Lactuca sativa* L.), სამყურა (*Trifolium*) და სხვ. ისინი ხშირად გამოიყენება სამრეწველო ცენტრებში ჰაერის სისუფთავის შესამოწმებლად. ფტორის შენაერთების აღმოსაჩენად იყენებენ მათ მიმართ მეტად მგრძობიარე ხმალას (*Gladiolus segetum* Ker-Gawl). ატმოსფეროში მიმდინარე ფოტოქიმიური

პროცესების შედეგად წარმოქმნილი ოქსიდანტებისადმი ძლიერ მგრძობიარეა სპეციალურად გამოყვანილი ბეგონიის (*Begonia*) ჯიშები. ამ ნივთიერებათა დაბალი კონცენტრაციებზე ბეგონიას ფოთლები ლაქებით იფარება, მაღალ კონცენტრაციებზე კი ლაქები იბერება, სკდება და ფოთლები ამ ლაქების ადგილას იხვრიტება.

უჯრედულ და სუბუჯრედულ დონეებზე ბიოტური სტრესორების (ტოქსიკანტების) ზემოქმედება დამკვირვებლისგან შენიღბულია, თუმცა მისი გაზომვა შესაძლებელია მოლეკულურ-ბიოლოგიური, ბიოქიმიური და ფიზიოლოგიური მეთოდებით. მაგალითად, ფოტოსინთეზის პროცესი ძლიერ მგრძობიარეა გარემო ფაქტორების ყოველგვარ ცვლილებებზე, ამიტომ მას ხშირად იყენებენ ტოქსიკანტების მიმართ მცენარეთა რეაგირების შესაფასებლად. ნაჩვენებია ჰაერის დამბინძურებელი ნივთიერებებით ფოტოსინთეზური აქტივობის დათრგუნვა, მემბრანათა მილიანობის დარღვევა, ფანგბადის წარმოქმნის დაქვეითება, ელექტრონთა სატრანსპორტო გზის შესუსტება, ფოტოფოსფორილების გათიშვა და სხვ. [52].

ვოგირდის დიოქსიდის არეში მოთავსებული მცენარის ფოთლებში შეიმჩნევა ფანგბადის სუპეროქსიდური რადიკალების ($O_2^{\cdot-}$) შემცველობის ზრდა, რაც აჩქარებს ქლოროფილის დაშლას და მალონის დიალდეჰიდის წარმოქმნას (უჯრედი რიგის ცხიმოვანი მჟავების ზეჟანგური ფანგვის გაძლიერებას). არსებობს მკაცრი კორელაცია აღნიშნული ტოქსიკანტის ზემოქმედებასა და ფანგბადის აქტიური რადიკალების წარმოქმნას შორის. სტრესორის მიმართ მდგრადობა და ტოლერანტობა დაკავშირებულია წარმოქმნილი რადიკალების შემოჭვავ სისტემასთან, კერძოდ, მცენარისათვის დამახასიათებელ ფერმენტ – სუპეროქსიდდისმუტაზასთან.

ანთროპოგენურ ტოქსიკანტებზე საპასუხო ბიოქიმიური და ფიზიოლოგიური რეაქციების შესახებ შეიძლება ვიმსჯელოთ გარკვეული ფერმენტების აქტივობათა ცვლილების მიხედვით. ეს ცვლილებები გამოდგება მეტაბოლური დარღვევების ინდიკატორებად. ბიონდიკაციური თვალსაზრისით, ასეთ სამარკერო ფერმენტებად შეიძლება დავასახელოთ იზოციტრატ- და მალატდეჰიდროგენაზები (აერობული სუნთქვის დარღვევის შესაფასებლად), გლუკოზო-ნ-ფოსფატდეჰიდროგენაზა (ნახშირწყლოვანი ცვლის დარღვევის შესაფასებლად), ამინომჟავათა ტრანსამინაზები (აზოტოვანი ცვლის დარღვევის შესაფასებლად) და სხვ. აქვე უნდა აღინიშნოს, რომ ტოქსიკანტების გავლენა ფერმენტებზე მეტად მრავალმხრივია.

ლიტერატურა:

1. Salt D.E., Smith R.D., Raskin I. Phytoremediation. *Annu.Rev.Plant Physiol.*, 49, 643-668, 1998.
2. Майер Бодэ Г. Гербициды и их остатки. М., Мир, 1972.
3. Дурмишидзе С.И. Биохимия растений и охрана окружающей среды. В кн.: Биотрансформация ксенобиотиков в растениях. Тбилиси, Мецниереба, 1988.
4. Brooks G.T. Pathways of Enzymatic Degradation of Pesticides in Environmental Quality and Safety. Coulston F., Korte F. (Herausgeb), Bd.1. Georg. Thieme Verlag, Stuttgart, Academic Press, New York, London, 1972.
5. Тогонидзе Л.Ш., Хатисашвили Г.А., Гордезиани М.Ш., Кобахидзе М.Ж. NADPH-зависимое фракционное окисление диметиланилина в листьях растений. *Сообщ. АН ГССР*, 140, 1, 125-128, 1990.
6. Угрехелидзе Д.Ш. Метаболизм экзогенных алканов и ароматических углеводов в растениях. Тбилиси, Мецниереба, 1976.
7. Ugrekheldze, D., Korte, F., Kvesitadze, G. Uptake and transformation of benzene and toluene by plant leaves. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 37, 24-28, 1997.
8. Угрехелидзе Д.Ш., Дурмишидзе С.В. Поступление и детоксикация органических ксенобиотиков в растениях. Тбилиси, Мецниереба, 1984.
9. Дурмишидзе, С.В., Джикия, А.Н. Ломидзе Э.П. Усвоение и превращение бензида высшими растениями в стерильных условиях. *ДАН СССР*, 247, 1, 1979.
10. Гордезиани, М.Ш., Дурмишидзе, С.В., Бобохидзе, Е.А., Ломидзе, Э.П. Участие митохондриальной и микросомальной окислительных систем в детоксикационных процессах ксенобиотиков листьями. *Физиол. растений*, 29, 978-984, 1982.
11. Moldeus, P. W., Cha, Y. N., Cinti, D. L., Schenckmann, J. B. Hepatic organelle interaction. III. Mitochondrial modification of microsomal drug metabolism. *J. Biol. Chem.*, 248, 8574-8584, 1973.
12. Гордезиани, М.Ш., Дурмишидзе, С.В., Бобохидзе, Е.А., Ломидзе, Э.П. Микросомальное деметилирование диметиланилина и *п*-нитроанизола в смещанной системе растительные микросомы-митохондрии. *Изв. АН ГССР, сер.биол.*, 12, 42-46, 1986.
13. Khatishashvili, G., Gordeziani, M., Kvesitadze, G., Korte, F. Plant monoxygenases: participation in xenobiotic oxidation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36, 118-122, 1997.
14. Гордезиани, М.Ш. Цитохром P-450 в растениях. *Изв. АН ГССР, сер.биол.*, 13, 177-186, 1987.
15. Ковалев И.Е., Маленьков А.Г. Поток чужеродных веществ: влияние на человечество. *Природа*, 9, 1980.
16. Арчаков, А.И. Оксигеназы биологических мембран. *XXXVII Баховские чтения*. М., Наука, 1983.
17. გ. ხატისაშვილი. მცენარეული მონოოქსიგენაზები: ქსენობიოტიკების დეტოქსიკაცია და შიდაუჯრედული ენერგეტიკა. სადოქტორო დისერტაცია, თბილისი, 1999.
18. Гордезиани М.Ш., Хатисашвили Г.А., Квеситадзе Г.И. Свободное и сопряженное с гидроксилированием ксенобиотиков окисление NADPH. *ДАН СССР*, 320, 2, 417-420, 1991.
19. Karuzina, I.I., Archakov, A.I. Hydrogen peroxide-mediated inactivation of microsomal cytochrome P-450 during monoxygenase reactions. *Free Radic. Biol. Med.*, 17, 557-567, 1994.
20. Арчаков, А.И. Микросомальное окисление. М., Наука, 1975.
21. Парк, Д.В. Биохимия чужеродных соединений. М., Медицина, 1973.
22. Гордезиани, М.Ш., Дурмишидзе, С.В., Курашвили, Л.К. Восстановление фосфатидилхолином ингибированных детергентом реакции гидроксилирования в целой

- растительной ткани. *Сообщ. АН ГССР*, 104, 465-468, 1981.
23. Дурмишидзе, С.В., Угрехелидзе, Д.Ш., Джикия, А.Н. Усвоение и превращение бензола высшими растениями. *Физиол. и биохимия культ. растений*, 6, 217-221, 1974.
24. Миминошвили Т.В., Гагнидзе Л.П., Гордезиани М.Ш., Ломидзе Э.П., Джикия А.Н. Окисление нафталина микросомами корней гороха. Тр. II Республ. Конф.: Проблемы экологической биофизики, Тбилиси, 1986.
25. Koga N., Kikuichi N., Kanamaru T., Kuroki N., Matsusue K., Ichida Ch., Ariyochi N., Oguri K., Yoshimura H. Metabolism of 2,3',4',5-tetrachlorobiphenyl by cytochrome P-450 from rats, Guinea pigs and hamsters. *Chemosphere*, v.37, Elsevier Science Ltd. All rights reserved. Printed in Great Britain, 1998.
26. Peden-Adams M., Alonso K., Godard C., Skipper S., Mashburn W., Hoover I., Charbonneau C., Henshel D., Dickerson R. Effects of environmentally relevant concentrations of 2,3,7,8-TCDD on domestic chicken immune function and CYP450 activity: F₁ generation and EGG injection studies. *Chemosphere*, v.37, Elsevier Science Ltd. All rights reserved. Printed in Great Britain, 1998.
27. Karuzina, I.I., Archakov, A.I. The oxidative inactivation of cytochrome P-450 in monooxygenase reactions. *Free Radic.Biol.Med*, 16, 73-97, 1993.
28. Ortiz de Montellano, P.R. Cytochrome P-450 catalysis: Radical intermediates and dehydrogenation reactions. *Trends Pharmacol.Sci.*, 10, 354-359, 1989.
29. Reichhart, D., Salaün, J.-P., Durst, F. Instability of plant cytochrome P-450 during incubation with NADPH. In: *Microsomes and Drug Oxid.*, 6-th Inter. Symp. Brighton, Aug. 5-10, 1984. London, Philadelphia, 33, 1984.
30. Khatishashvili, G., Kurashvili, M., Gordeziani, M., Kvesitadze, G. Monooxygenase and peroxidase pathways of xenobiotics detoxication in higher plants. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2, 103-108, 1993.
31. Хатисашвили Г.А., Курашвили М.В., Чхиквишвили И.Д., Гордезиани М.Ш., Квеситадзе Г.И. Трансформация монооксигеназного механизма в пероксидазный и микросомальное окисление флавоноидов в растений. *Известия АН Грузии, сер. биол.*, 19, 318-323, 1993.
32. Khatishashvili, G., Kurashvili, M., Gordeziani, M., Kvesitadze, G. Functional evaluation of separate components of plant monooxygenase system involved in xenobiotic detoxication. *Fresenius Environmental Bulletin*, 3, 621-626, 1994.
33. Gordeziani, M., Khatishashvili, G., Ananiashvili, T., Varazashvili, T., Kurashvili, M., Kvesitadze, G. Tkhelidze P. Energetic significance of plant monooxygenase individual components participating in xenobiotic degradation. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 44, 49-54, 1999.
34. Гордезиани М.Ш., Дурмишидзе С.В., Хатисашвили Г.А., Адамия Г.С., Ломидзе Э.П. Исследование биосинтетической и детоксикационной способности растительного цитохрома Р-450. *ДАН СССР*, 295, 6, 1491-1493, 1987.
35. Гордезиани М.Ш., Хатисашвили Г.А., Адамия Г.С., Ломидзе Э.П. Возможность переключения цитохрома Р-450 с "эндогенного" на "экзогенный" режим обмена. *Сообщ. АН ГССР*, 126, 1, 161-164, 1987.
36. Eastin E.F. Movement and fate of p-nitrophenyl- α,α -trifluoro-2-nitroptolyl ether-1-¹⁴C in peanut seedlings. *Plant Physiology*, 44, 1397, 1969.
37. Eastin E.F. Fate of fluorodifen in resistant peanut seedlings. *Weed Sci.*, 17, 1971.
38. Гайссбюлер Г. Замещенные мочевины. В кн.: *Разложение гербицидов*, М., Мир, 1971.
39. Jagean P.S., Gosline R.E., Neof A.W. Metabolic Fate of p-Toluoyl-chloride Phenyl Hydrazone (TCPH) in Sheep. The Nature of Bound Residues in Erythrocytes. *J.Agric. Food Chem.*, 24, 1976.
40. Haque R., Deagen I., Schmedding D. Binding of 2,4-Dichloro- and 2,4,5-

- trichlorophenoxyacetic Acids to Bovine Serum Albumin. A Proton, Magnetic Resonance, Sturdy. J. Agric. Food Chem., 23, 1975.
41. Sandermann H., Ir.Scheel D., v.d.Trent. Metabolism of Environmental Chemicals by Plants-Copolymerization into Lignin. J. Appl. Polym. Sci. Appl. Polym. Symp., 37, 1983.
 42. Дурмишидзе С.В., Бериашвили Т.В., Чрикишвили Д.И., Майсурадзе Ц.М., Гугунишвили Г.Ш. Детоксикация алифатических спиртов, альдегидов и кислот в райграссе. *Прикладная биохимия и микробиология*, 21, 2, 246-251.
 43. Дурмишидзе С.В., Чрикишвили Д.И., Бериашвили Т.В., Майсурадзе Ц.М., Гугунишвили Г.Ш. Конъюгация некоторых ароматических углеводов и их оксипроизводных с эндогенными пептидами в райграссе. *Прикладная биохимия и микробиология*, 21, 3, 395-400.
 44. Кахниашвили Х.А., Митаишвили Т.И., Угрехелидзе Д.Ш. Превращение феноксиуксусной кислоты и 2,4-Д в виноградной лозе. В кн.: *Метаболизм химических загрязнителей биосферы в растениях* (ред. Дурмишидзе С.В.) Тбилиси, Мецниереба, 1979.
 45. Митаишвили Т.И., Дурмишидзе С.В., Угрехелидзе Д.Ш., Чрикишвили Д.И. Конъюгация бензойной кислоты с пептидами в растениях. *ДАН СССР*, 242, 1978.
 46. Угрехелидзе Д.Ш. Хинон-белковая взаимодействие в процессе метаболизма бензола и фенола. В кн.: *Биохимия растений*, Тбилиси, Мецниереба, 1973.
 47. Артамонов В.И. Растения на страже. Человек и природа, 8, 1977.
 48. დ. უგრეხელიძე, ს. ღურშიძე. ბიოსფეროს ქიმიური გაჭურჭყანება და მკენარე. თბილისი, მეცნიერება, 1980.
 49. Дурмишидзе, С.В. Метаболизм некоторых загрязнителей атмосферного воздуха в растениях. Тбилиси, Мецниереба, 1977.
 50. Джикия А.Н. Усвоение и превращение бензола

высшими растениями. Автореф. канд. дисс., Тбилиси, 1973.

51. Биоиндикация. Загрязнение наземных экосистем. Под ред. Р.Шуберта. М. Мир, 1988.
52. Asada K., Takahachi M., Tanaka K., Nahano Y. Formation of active oxygen and its fate in chloroplasts. In: Hayaishi C., Asada K (Eds). *Biochemical and Medical Aspects of Active Oxygen*, Jap.Sci.Soc. Press. Tokyo, 1977.

ადამიანის ურთიერთობა გარემოსთან წარსულში და დღეს (ბოლოთქმა)

პარადოქსულად ჟღერს, მაგრამ ბუნების დაცვის სფეროში სადღეისოდ ყველაზე საჭირობო პრობლემას ჩვენი სახეობის ჩვენგანვე დაცვა წარმოადგენს. *Homo sapiens* (გონიერი ადამიანი) *Homo faber-* ისაგან (მოქმედი, მოღვაწე ადამიანისაგან) დაცვას საჭიროებს. ლაპარაკია დედამიწაზე ადამიანის ყოფნა-არყოფნაზე და მასთან ერთად მთელი ბუნების გადარჩენაზე [1].

ბუნებაში არსებული ბიოლოგიურ წონასწორობის დარღვევა ადამიანმა თავის გაჩენის დღიდან დაიწყო. შემდგომში, გახდა რა მისი კომპლექსის განუყოფელი ნაწილი, იგი ცხოველთა მსგავსად ბუნების მიმართ ხან როგორც მტაცებლად, ხან როგორც მოქიშპედ იქცეოდა. იმავდროულად ადამიანი ეგუებოდა გარემოს, ემორჩილებოდა მის მოთხოვნებს და საცხოვრისის პირობების შესაბამისად იცვლიდა კიდეც ცხოვრების წესს.

მოსახლეობის ზრდასთან და უფრო სრულყოფილი საზოგადოებრივი ფორმაციის ჩამოყალიბებასთან დაკავშირებით, ადამიანმა თანდათანობით ხელში აიღო ძალაუფლება, რომელიც ტექნიკის განვითარებასთან ერთად განუხრელად ფართოვდებოდა. პრინციპში, კაცობრიობის მთელი ისტორია უნდა განვიხილოთ, როგორც გარემომცველი სამყაროსაგან განთავისუფლებისათვის, ბუნების მხრიდან წაყენებული სხვადასხვა პირობებისაგან თავის დაღწევისათვის ადამიანის თანმიმდევრული ბრძოლა და ბოლოს, როგორც მის მიერ მთელი სამყაროს (თავისი ნიადაგებით, მცენარეული საფარითა და ცხოველებით) დამორჩილება.

ბუნებაზე პირველყოფილი ადამიანის ზემოქმედება არასათანადო ტექნიკური საშუალებების გამო ძლიერ ვიწრო ჩარჩოებით ისაზღვრებოდა. მიუხედავად ამისა, ნეოლითის ეპოქის მხენელსა და მეოცე საუკუნის ადამიანს შორის, რომელსაც მთების გადაადგილების, მდინარეთა მიმართულების შეცვლის და უდაბნოების მორწყვის საშუალებები გააჩნია, სხვაობა მხოლოდ ერთი საფეხურია. ამასთან, ისიც უნდა ვაღიაროთ, რომ ეს სხვაობა უაღრესად არსებითია, რადგან იგი ადამიანის მიერ წარმოებული გარდაქმნების ტემპებს ეხება და ეს ფაქტორი უაღრესად მნიშვნელოვანია, რამდენადაც სწორედ იგი განსაზღვრავს ბუნებაზე ადამიანის ზემოქმედების

დონეს.

ძალიან დიდი ხნის განმავლობაში ბუნებაზე ადამიანის გავლენა ორი ფაქტორით განისაზღვრებოდა: მოსახლეობის დაბალი სიმჭიდროვით და წარმოების იარაღების უმნიშვნელო არსენალით. დედამიწის ზოგიერთ რეგიონში ასეთი მდგომარეობა დღესაცაა. თავისთავად ეს სრულიადაც არ ნიშნავს იმას, რომ შორეულ წარსულში ადამიანი მნიშვნელოვან, ხშირად კი საკუთარი ინტერესების საზიანოდ გავლენას არ ახდენდა გარემოზე.

ცხოველისაგან განსხვავებით, ადამიანს თავისი არსებობის განმსაზღვრელი საცხოვრისის სრული მოსპობა იმაზე ადრე შეუძლია, ვიდრე იგი თავის ნამოქმედარს გაიცნობიერებდეს. ამის გამო, ადამიანსა და გარემოს შორის შედარებით მდგრადი წონასწორობა მხოლოდ გარკვეული ფარული პერიოდის შემდეგ დამყარდა, ანუ მას შემდეგ, რაც ბინადრობის გარემოს დეგრადაციის პროცესი შეუქცევადი გახდა. ბალახისმჭამელი ცხოველების გამრავლება, როდესაც ზღვარს აღწევს, მათი პოპულაცია შემდგომ სწრაფ შემცირებას განიცდის. მტაცებელი ცხოველები, როდესაც იმდენად მრავლდებიან, რომ ნადავლის მარაგი იშრიტება, მათი რიცხვიც საკვების ნაკლებობის შესაბამისად მცირდება. ადამიანი თავისი გონებისა და შესაძლებლობების წყალობით, რომელიც საშუალებას აძლევს მას, რომ წინ აღუდგეს გარემოს ყველაზე აუტანელ პირობებს, შემზღვეველი ფაქტორების ზეგავლენას არ სცნობს. სწორედ ამიტომ ადამიანსა და ბუნებას შორის ბიოლოგიური წონასწორობა ძალიან სწრაფად მოიხსოვრება. როგორც ჩანს, ეს იმ დროიდან დაიწყო, როცა მონადირე მეჯობად და განსაკუთრებით, მიწათმოქმედად იქცა. მასსადასე, ბუნებაში თავდაპირველად არსებული წონასწორობა ადამიანის განკარგულებაში მყოფმა შედარებით სრულყოფილმა ტექნიკურმა საშუალებებმა და მოსახლეობის სიმჭიდროვის გარკვეულ ზღვრამდე მიღწევამ განაპირობა. შემდგომში ტექნიკის განვითარებამ სამრეწველო რევოლუცია მოამზადა. ბუნებრივი სიმდიდრის შეზღუდული მოსპობის სტადია ტოტალური ფლანგვის პერიოდმა შეცვალა. ამ გავებით ვფიქრობთ საკმაოდ მკაცრი, მაგრამ მართებულია ო.ხაკსლის გამონათქვამი, რომ „ადამიანსა და კლანეტას შორის ურთიერთდამოკიდებულება იყო არა იმდენად ორ პარტიზონს შორის სიმბიოზი, რამდენადაც კავშირი სოლიტერსა და მისგან დაავადებულ ძალღს შორის“.

ჩვენი საუკუნის ბოლო ოთხი ათეული წლის მანძილზე მოზღვადა

ინფორმაცია ბუნებითსარგებლობის სფეროში არსებულ სხვადასხვა ხარვეზებზე, მოსალოდნელ საფრთხეებზე, არაკეთილსასურველ შედეგებზე, შეცდომებზე და სხვა კოლიზიებზე, რომლებიც ჯერ კიდევ ჩვენთვის უცნობი მექანიზმებით მოქმედებენ გარემოზე და აუარესებენ მის მდგომარეობას. პუბლიკაციებში შემოთავაზებული ღონისძიებები ითვალისწინებს ბუნებრივი სიმდიდრისა და ენერჯის ზომიერ გამოყენებას, გარემოში მავნე ნივთიერებათა ტექნოლოგიური ნარჩენების გაბნევის შეწყვეტას, ბუნების გარდამქმნელი კომპლექსური პროექტების გაუმჯობესებას, წარმოების ნარჩენიანობის შემცირებას, ბუნებრივ (ძველებურ) ენერგეტიკაზე დაბრუნებას და საერთოდ ადამიანებში „ცოცხალი ბუნებისადმი პატივისცემის“ გრძობის აღზრდას. ცხადია, ასეთი მოქმედებები გონივრული და აუცილებელია, თუმცა საზოგადოებრივ-ისტორიული პრაქტიკა გაბუდებით საწინააღმდეგო პროცესების არსებობასა და ზრდაზე მეტყველებს. როგორც ჩანს, გონივრული ყოველთვის არ ხდება ჭეშმარიტი, რადგან ეკონომიკური რეალობა ჩვენში ფაქტიურად უფრო პრიორიტეტულია. მთლიანობაში, ბუნებითსარგებლობის ნამდვილი რაციონალიზაცია არ ხორციელდება და ამ ფაქტის მიღმა, ძალიან ხშირად, მიუღებელი და დამამუხრუჭებელი სტრუქტურები დგანან.

ადამიანის მიერ ხშირად უგულველყოფილია მეთოდური მოთხოვნა იმის შესახებ, რომ ნაწილი არ შეიძლება გაგებულ იქნას მისი სტრუქტურული და ფუნქციური ასპექტებით მთლიანი სისტემის სხვა ნაწილებისაგან იზოლირებულად. ბიოსფერო, ისევე როგორც სხვა ნებისმიერი მთლიანი სისტემა არა მარტო გარემოზე, არამედ ნაწილთა შინაგან ურთიერთქმედებაზეა ბალანსირებული. სხვაგვარად იგი ვერ იარსებებდა. ეს წონასწორობა დინამიკურია, რომელიც წინააღმდეგობრივ პროცესთა ბრძოლაში ვითარდება, ნაკლებ აქტიურიდან შედარებით აქტიური პოლუსისაკენ. ბიოსფეროში ურთიერთქმედების ყველაზე აქტიურ პოლუსს ცოცხალი ნივთიერება წარმოადგენს. ადამიანთა საზოგადოება თავისი განვითარებით, როგორც მატერიის თვისობრივად განსაკუთრებული საფეხური, გამოდის მისი ლეტურმინაციის საზღვრებიდან. წარმოიშვა მატერიის უმაღლესი – სოციალური ფორმა. საწარმო-შრომითი პროცესის ბაზაზე ამ ფორმათა ფუნქციონირებამ და განვითარებამ ახალი – ანთროპოგენური ბუნება შეიძინა. შრომისა და საზოგადოებრივი ორგანიზაციის წყალობით ადამიანი გამოიყო ბუნებიდან და მისი განვითარების

ახალ ფაქტორად იქცა. ამასთან იგი ინარჩუნებს ბიოსფეროსთან თავის ორგანულ კუთვნილებას. ბიოსფეროსთან ადამიანის ურთიერთობის მნიშვნელოვანი ფაქტორია მის მიერ შექმნილი ტექნოლოგიები და ტექნიკა, როგორც ანთროპოგენური მოღვაწეობის ეფექტურობის გაზრდის მატერიალურ საშუალებათა ერთობლიობა. თავისი სუბსტრატით ტექნიკურ საშუალებებს ყოველთვის ბუნებრივი წარმოშობა აქვთ, მაგრამ თავისი სუბსტანციით ბუნებას აღარ ეკუთვნიან. მხოლოდ ადამიანური შრომით შობილი, ტექნიკური სისტემები ფუნქციონირებენ და ვითარდებიან კანონზომიერად და სოციალურ ფენომენებს წარმოადგენენ. კომპონენტების “საზოგადოება – ადამიანი – ტექნიკა – ბუნებრივი გარემო” ურთიერთობა სისტემურია, რადგან მათ შორის არსებობს მჭიდრო და ღრმა ურთიერთკავშირი, რომელიც საზოგადოებისა და ბუნების ზოგადი კანონებითაა განპირობებული.

მეოცე საუკუნეში ადამიანის ბუნებისგარდამქმნელი მოღვაწეობის მთელი ძალით ამოქმედებამ, ბიოსფეროში ანთროპოგენური ფაქტორის როლი ძირეულად შეცვალა. თვისებრივად ახალ ურთიერთობას საფუძვლად მოძრაობის ორი განსხვავებული ფორმა, უმაღლესი – სოციალური და მასზე დაქვემდებარებული ბუნებრივი ფორმების (ბიოლოგიურის პრიორიტეტით) ერთობლიობა დაედო. ეჭვს არ იწვევს, რომ ბუნებისა და საზოგადოების ურთიერთქმედების მომავალი ოპტიმიზაცია და მისი სისტემური კვლევა ახალ შეხედულებებს ჩამოაყალიბებს. უცვლელი დარჩება მხოლოდ ჭეშმარიტებად ქცეული ფაქტი: გარემოს რაციონალური გამოყენება, მისი სისუფთავისათვის ბრძოლა უმნიშვნელოვანესი ფაქტორია ცივილიზაციის პროგრესისათვის და სიცოცხლის ხანგრძლივი შენარჩუნებისათვის ჩვენს პლანეტაზე.

ლიტერატურა.

1. Комаров В.Д. Социальная экология. Философские аспекты. Л., Наука, 1990.