

ИНСТИТУТ ЗА ЕКОНОМИКУ ПОЉОПРИВРЕДЕ БЕОГРАД

Проф. др Гориса Илијановић
Проф. др Слабана Савић

ЗАШТИТА ЕКОСИСТЕМА И БИОРЕМЕДИЈАЦИЈА

Монографија

Београд, 2016. године

ИНСТИТУТ ЗА ЕКОНОМИКУ ПОЉОПРИВРЕДЕ БЕОГРАД

Проф. др Горица Цвијановић

Проф. др Слађана Савић

ЗАШТИТА ЕКОСИСТЕМА И БИОРЕМЕДИЈАЦИЈА

Монографија

Београд, 2016. године

ИНСТИТУТ ЗА ЕКОНОМИКУ ПОЉОПРИВРЕДЕ БЕОГРАД

ЗАШТИТА ЕКОСИСТЕМА И БИОРЕМЕДИЈАЦИЈА

Монографија

Уредник:

Проф. др Јонел Субић, директор

Рецензенти:

Проф. др Саво Вучковић,

Проф. др Гордана Дозет,

Др Даница Мићановић, научни саветник,

Издавач:

Институт за економику пољопривреде, Београд

Волгина 15, Београд, тел: (011) 69-72-858, факс: (011) 69-72-848

За издавача: Проф. др Јонел Субић, директор

Штампа:

DIS PUBLIC D. O. O. Београд

Београд, Браће Јерковића 111-25, тел – факс (011) 39-79-789

Тираж: 500 примерака

ISBN 978-86-6269-047-0

**Штампање монографије је у целини финансирано од стране
Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије.**

САДРЖАЈ

ПРЕДГОВОР	5
ЕКОСИСТЕМ.	9
Структура биоценозе	14
Односи у биоценози	16
Класификација екосистема	20
Циклуси размене материје и ток енергије у екосистему	21
Кружење угљеника у екосистему	24
Кружење азота у екосистему	27
Кружење фосфора у екосистему	30
Кружење сумпора у екосистему	32
Кружење воде у екосистему	34
Литература	35
ЗАГАЂИВАЧИ У ЕКОСИСТЕМУ	39
Хемијски загађивачи	42
Пестициди	43
Нафта	49
Тешки метали	53
Пластичне масе и пет боце	57
Емергентне материје	58
Остали загађивачи	59
Литература	63
ЗАГАЂЕЊЕ И ЗАШТИТА ВАЗДУХА	69
Вертикална структура атмосфере	72
Састав ваздуха	74
Загађивачи ваздуха	78
Природно загађење ваздуха	80
Антропогено загађење ваздуха	81
Врсте загађујућих материја антропогеног порекла	84
Загађење ваздуха оксидима сумпора	86
Загађење ваздуха угљеноковим оксидима	86
Загађење ваздуха азотним оксидима	87
Примарне загађујуће материје	91
Секундарне загађујуће материје	93
Последице загађења ваздуха.	93
Климатске промене	94
Глобално загревање	95
Мере за смањење глобалног загревања	99
Киселе кише	100
Оштећење озонског омотача	101
Заштита ваздуха од загађења	104
Литература	107
ЗАГАЂЕЊЕ И ЗАШТИТА ВОДА	109
Загађење вода	115
Концентрисани извори загађења	120

Расути извори загађења	126
Загађење подземних вода	127
Еутрофикација вода	129
Дефинисање степена загађености вода	130
Пречишћавање вода	132
Механички начин пречишћавања	133
Хемијски и физичко-хемијски начин пречишћавања	135
Биолошко пречишћавање отпадних вода	137
Заштита вода	139
Литература	144
ЗАГАЂЕЊЕ И ЗАШТИТА ЗЕМЉИШТА	147
Категорије губитка пољопривредног земљишта	153
Врсте контаминације земљишта	167
Утицај пестицида на квалитет земљишта	167
Контаминација земљишта тешким металима	169
Геохемијско порекло тешких метала у земљишту	170
Антропогено порекло тешких метала у земљишту	171
Контаминација земљишта радионуклидима	177
Контаминација земљишта нафтом	178
Фактори који утичу на задржавање загађујућих материја у земљишту	179
Литература	181
МИКРООРГАНИЗМИ У БИОРЕМЕДИЈАЦИЈИ	187
Микроорганизми у екосистему	189
Микроорганизми и водени системи	190
Микроорганизми сланих вода	192
Микроорганизми слатких вода	192
Микроорганизми у биодеградацији вода	194
Микроорганизми у ваздуху	204
Микроорганизми у земљишту	205
Техника биоремедијације	216
Врсте биоремедијације	219
Најзначајније врсте биоремедијације према месту	223
In-situ биоремедијације	223
Ex-situ биоремедијација	231
Литература	237
ФИТОРЕМЕДИЈАЦИЈА	241
Фиторемедијационе технике	245
Биљке хиперакумулатори	253
Акватичне и терестичне културе	259
Употреба различитих биљних врста у фиторемедијацији	261
Руковање са биљним материјалом након фиторемедијације	268
Литература	270
ЗНАЧАЈ БИОТЕХНОЛОГИЈЕ У ФИТОРЕМЕДИЈАЦИЈИ	277
Литература	284

Предговор

„Само она свест која је тек прекорачила животињски ниво има као свој основни садржај такву жудњу за предметима и такву потребу за доминацијом над другом особом, која се не устручава од разарања“

Хегел

Човек на Земљи егзистира као социјално биће од периода неолита пре око 8.000 година. Као и све друге врсте мењао се у скаладу са променама окружења и најдиректније је зависио од окружења. Развојем људског друштва, човек је себи обезбедио посебно место у природи, користећи њене ресурсе таквим интезитетом да угрожава опстанак саме Планете.

У свом историјском развоју, човек је достигао велики техничко-технолошки напредак, повећао је животни стандард, продужио животни век и угрозио одрживи развој. Може се констатовати да утицај човека на животну средину и екосистем никада није био толико интезиван и далекосежан.

На проблеме угрожавања расположивих ресурса утицали су индустријска револуција и демографске промене које датирају од почетка 19. века. Модерни економски раст је почео у Енглеској, као јединствена појава у људској историји, јер миленијуме пре тога није се ништа значајно мењало. Година 1776. може се узети као кључна година за развој индустријско-економског човечанства, јер те године је произведена прва парна машина. То је био први технолошки окидач за све остале догађаје, јер од тог тренутка је било могуће добити огромну количину енергије, коришћењем ресурса, која се може претворити у профит. И овог пута природа је одиграла главну улогу, јер ништа се не би урадило да није било угља. Само после три године 1779. Томас Малтус (Thomas Robert Maltus) је упозоравао да ће захваљујући техничко-технолошком напретку, светска популација људи расти. Данас, свет има 7,3 милијарде људи, што је скоро три пута више у односу на 2,5 милијарде средином 20. века. Према анализама Одељења које се бави популацијом при УН, (Фонд за становништво (UN Population Division)), уколико се настави истом стопом наталитета до 2100. године светска популација може да се попне на невероватних 25 милијарди, што би било неодрживо. Основни проблем се поставља како нахранити овако нарастајућу популацију.

Пољопривреда, која је све више интензивирана у циљу обезбеђивања све већих количина хране, у својој хиперпродукцији негативно утиче на елементе животне средине. Ово, тим пре, ако се зна да је пољопривреда више од других грана везана за простор на коме се одвија и зависна од природних услова. У циљу повећања пољопривредне производње по јединици површине, пољопривреда се претворила у индустријски облик производње који је захтевао нерационалну употребу фосилне енергије и синтетички створених средстава. Све је ово довело до тога, да је овај облик производње веома ризичан по елементе животне средине и здравље људи.

Поред непрекидне борбе за производњом хране, проблем по екосистем је стварање великих градских центара. Гледајући светску мапу односа урбаног и руралног становништва долазимо до закључка да богатији део света има тенденцију да буде све урбанији, чак и до 80% становништва живи у градовима. Последњих сто година евидентан је тренд пораста броја тзв. мега градова (енг. *megacities*), тј. градова са више од 10 милиона становника. На пример, у свету су током 1975. године егзистирала свега четири мега града, а већ 2015. године број мега градова у свету је досегао фантастичну цифру од 22 мега града. Урбанизација се може посматрати, као континуирани процес загађења свих елемената биосфере најчешће генерисањем најразличитијих врста загађујућих материја и отпада. Величину овог (еколошког) проблема, лакше је сагледати уколико се зна да у САД-у живи само око 4% од укупног броја становника Планете, а да су управо они - њих око 320 милиона - одговорни за генерисање чак 30% од укупно генерисаног чврстог комуналног отпада у целом свету.

Живот у великим градовима производи нови животни стил „конзумеризам“ који подразумева коришћење производа и услуга у мери које превазилазе базичне потребе. Величину „конзумерског“ проблема ваљано илуструје следећи пример. Наиме, само грађани САД-а и Канаде, који чине 5,5% светске популације, одговорни су - према подацима вашингтонског *Worldwatch Institute* из САД-а за 31,5% глобалног конзумеризма, док грађани Јужне Азије, који представљају 22,4% светске популације, у глобалном конзумеризму учествују са свега 2%. За богатија друштва такође је својствен „софистициранији“ отпад, који садржи мање остатака хране али више амбалаже и то посебно оне биолошки недеградабилне - превасходно ПЕТ амбалаже.

Двадесети век, је век кога карактеришу многи називи као „космички век“, „век компјутера“, „век антибиотика“, „век пластичних маса“, што говори да је развој друштва, научних дисциплина, нових техника и технологија ишао великом експанзијом. Модерно друштво је једноставно незамисливо без бензина, нафте и угља, који доминирају индустријским светом. Све је ово утицало да се на крају 20-ог века човечанство суочи са економском кризом и бројним еколошким проблема, попут глобалног загревања, климатских промена, смањења шумског покривача, дезертификацију и губитак драгоцених природних станишта, што је, све заједно, довело у питање опстанак наше цивилизације.

Да би опстао, човек свакако мора да коренито промени свој однос према животној средини. То је могуће једино уколико се уклопи у хармоничан склад процеса и токова природе, односно у функционалне процесе на нивоу биосфере, као макроеколошког система у целини, поштујући и подржавајући циклусе кружења основних биогених елемената и проток енергије у геобиосфери.

Један од начина како помоћи природи да се ревитализује јесте укључивање неких група организама (микроорганизама и биљака) који у свом животном циклусу утичу на разградњу и апсорпцију многих опасних загађујућих материја (пестициди, тешки метали и др) чије деловање на животну средину је веома сложено и разноврсно. У циљу заштите елемената животне средине све технике и методе ремедијације (биоремедијације микрооргнизмима и фиторемедијације биљкама) морају се посматрати интердисциплинарно да би се идентификовали проблеми, средства и мере које могу довести до неутралисања проблема и ублажавања последица.

У монографији, кроз поглавља, конципирна је проблематика загађења основних егзистенционалних елемената животне средине. На једноставан начин повезана су поглавља у којима су дати основни елементи екосистема, штетно дејство загађујућих материја на живи свет као и извори и класификације загађивача ваздуха, воде и земљишта. Дат је преглед појма ремедијације, врсте методе и технике у поступку заштите екосистема и уклањања последица загађења.

Обнова и унапређивање животне средине морају представљати основне задатке значајне за опстанак не само људи, већ и Земље као планете. Уколико се не буду предузимале мере заштите и унапређења животне средине може да се потврди изјава:

“уколико би се планета Земља нашла у истраживачком фокусу биолога са неке друге планете, ја верујем да би он посматрајући и анализирајући нас закључио: - тамо је доминатна једна врста у средњој фази свог сопственог уништења” (Edvard Wilson, 1997).

Да ли ће у овој техно-био-пласти-сфери *Homo sapiens* „еволуирати“ и „*Garbage Men-a*“ или ће се искористити свој основни атрибут - разум, да реши еколошке проблеме, тренутно је прича са неизвесним крајем.

На овом месту аутори се искрено захваљују др Даници Мићановић, научном саветнику, др Сави Вучковићу, редовном професору и др Гордани Дозет, ванредном професору на коректним сугестијама и подршци да се напише ова монографија која би требала послужити свима, како би кроз политичке дебате или мисионарску едукацију нарочито младих, заједно решавали све веће проблеме опстанка живота на Земљи. Такође, захвалност дугујемо Министарству просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије које је у целости финансирало штампање ове монографије.

Монографија је резултат истраживања на пројектима које финансира Министарство просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије 2011-2014. године и то:

1. III 46006 „Одржива пољопривреда и рурални развој у функцији остваривања стратешких циљева Републике Србије у оквиру Дунавског региона“ и
2. TP 31005 „Савремени биотехнолошки приступ решавања проблема суше у пољопривреди Србије“.

Београд, Јануар, 2016. године

Аутори

ЕКОСИСТЕМ

*„У природи је све једноставно и то што
она највеће појаве понавља у маломе“
Гете*



Екосистем је тешко дефинисати, јер је то динамичан систем који представља заједницу свих живих бића на једном месту. Екосистем је такође, неодвојиви део биосфере или сфере живота, јер се односи на све животне појаве на планети или на оном делу планете где постоји живот. Биосфера покрива слој, који се протеже од 11.000 метара испод површине мора, па до 15.000 метара изнад површине Земље у атмосфери. С обзиром да се спољашњи слој Земље састоји се од: хидросфере (воденог слоја), литосфере (слоја земљишта и стена) и атмосфере (ваздушног слоја), за биосферу се може рећи да представља синергију свих сфера у којима доминира живот. Биосфера је најпотпунија биолошка стварност у природи и резултат је историјског развоја Земље као планете, која је настала са појавом живота на њој (Вернадский, 1989). Биосфера (или сфера живота) представља лице Земље као планете и њен површински омотач, понекад се дефинише и као „четврти омотач“. По функционалном јединству, физичких, хемијских, биолошких, генетичких, мисаоних, социолошких и техничких система, екосистем достиже степен интеграције на нивоу геобиосфере.

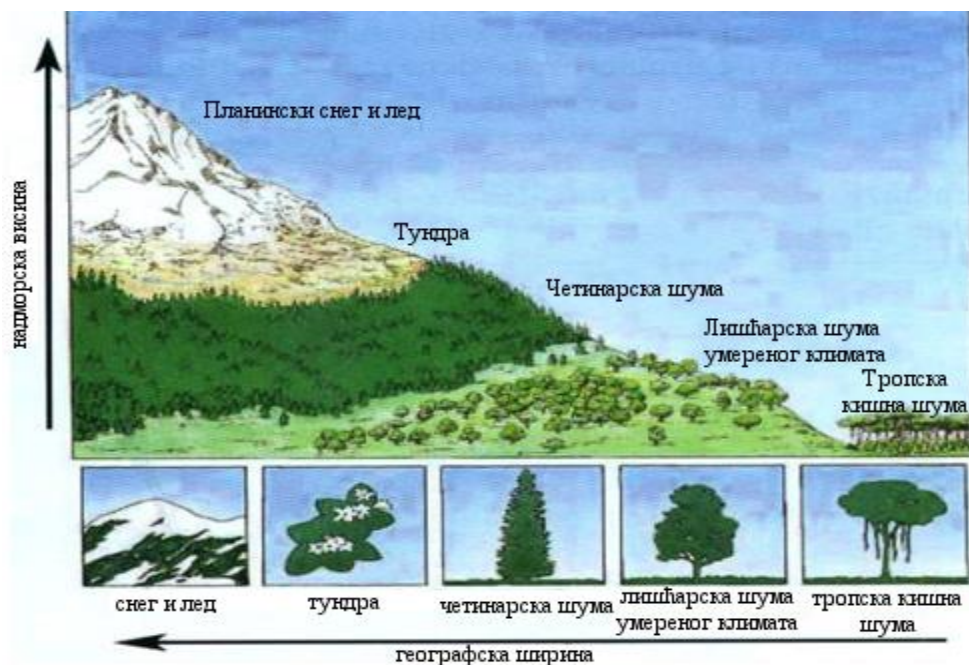
Реч екосистем потиче од две речи: *еко*-стан, станиште и *систем*-састав, одређени поредак. Екосистем поред екосфере представља један од основних елемената опште екологије. Читава наша планета састоји се од великог броја различитих врста екосистема (океани, мора, пустиње, шуме).

Термин екосистем 1935. године први је увео Arthur Tansley, (1871-1955). То је природна целина која обједињује живу и неживу компоненту између којих се врши промет матрије. Raymond Lindeman је 1942. године поставио основне методе за проучавање екосистема, као сложеног система кроз који протиче енергија и кружи материја. Коначном усвајању термина ”екосистем” допринео је Odama када је 1953. године објавио књигу “Основе екологије”, а Bertalanfi књигу “Општа теорија система”. Они су се ослонили на екосистем као основну јединицу за проучавања у екологији.

Основна карактеристика екосистема је пренос енергије и материје. За одржавање екосистема веома је значајно одржавање циклуса кружења материје између различитих система односно да из једног система прелази у други: земљиште-биљке, животиње, микроорганизми. Екосистем са трофичног аспекта има две компоненте ауотрофну и хетеротрофну. У првој се дешава фиксација светлосне енергије и из неорганичких једињења стварају се сложене органске форме, а у другој искоришћавање, декомпозиција и разградња сложених система органске материје.

Екосистем као природни комплекс обједињује живу биоценозу) и неживу (биотоп) компоненту у којима кружи материја, а енергија протиче. Зато се екосистем може најбоље приказати кроз те две компоненте екосистема.

Биотоп (*bio* - живот, *topos* - тле) - у нашем језику адекватан превод за биотоп било би “станиште” (поток, ливада, шума пољопривредна површина, пећина, шума, језеро). Значи, биотоп представља животно станиште, које је јаче или слабије одређен простор, који пружа сличне услове за живот и који располаже довољним ресурсима за опстанак одређених животних заједница. Најкраће речено, биотоп је место живљења (станиште) одређене животне заједнице. У њему се налазе основне компоненте, као што су неоргански елементи (C, N, CO₂ H₂O), органске супстанце (угљени хидрати, протеини, липиди) и физички фактори (клима, рељеф, експозиција). Услед мање више специфичних услова, који владају у појединим животним стаништима, они се разликују у спољашњем изгледу и унутрашњој организацији. Понекад се биотопи разликују само по неким животним чиниоцима.



Слика 1. Распоред биљака на биотопу у зависности од надморске висине (преузето Пешић, 2011).

Биотоп је на пример место на коме се налази шума, поток, језеро, река, планински предели, морске обале и др. Сваки биотоп је насељен организмима који су својствени за дати биотоп. Те врсте организама називамо аутохтоним, јер су прилагођене условима биотопа, абиотичким и биотичким факторима који владају на датом биотопу. Аутохтони организми су развили системе отпорности на болести које се јављају када се поремети равнотежа неког од абиотичких фактора. У биотопима, жива бића воде заједнички живот стварајући животне заједнице биоценозе.

Биоценоза је друга нераскидива компонента екосистема. Биоценоза (*bio*-живот и *seno*-заједница) представља скуп животних заједница (биљака, животиња, микроорганизама), који живе на неком биотопу повезане сплетом односа у јединствен функционални систем. Биоценозе нису случајни скупови популација већ су интегрисане, настају у дуготрајним процесима еволуције органских врста.

Савремена екологија даје реалну дефиницију појма биоценозе: *“Биоценоза је систем популација различитих врста, које живе на истом простору, у истом времену, у истим еколошким условима, остварујући висок степен функционалног, биоценолошког и еколошког јединства, специфичне физиономије, структуре, динамике, продукције, са специфичним законима сигенезе и заједница”* (Ликушић, 1987).

Основне карактеристике биоценозе су следеће:

1. биоценоза је увек одређена комбинација различитих биљних, животињских и микробиолошких популација која се успоставља и одржава као таква под датим еколошким условима биотопа,
2. биоценоза није случајан скуп одређених биљних, животињских и микробиолошких врста, већ између њих постоји комплексан сплет међуодноса и дејстава, што биоценозу чини интегрисаним функционалним системом. Биоценоза има своју структуру и своју функционалну организацију,
3. биоценоза је динамички систем у коме се остварује стални проток енергије и кружење материје, као и непрекидан развитак и преображај у функцији времена,
4. способна је да регулише своје унутрашње процесе и промене,
5. биоценоза поседује способност самосталног одржавања и саморегулације.

Свака ужа заједница живих бића повезаних приснијим односима не може бити биоценоза, јер јој недостаје способност самосталног одржавања и саморегулације. На пример, насеље шумских печурки

богато је врстама и сачињава један посебан животни комплекс (мероценоза) који представља само структурни део шумске биоценозе у којој се налази. Мероценозе су мале заједнице које мање или више зависе од суседних заједница.

Структура биоценозе

Квалитативни састав - одређен је комбинацијом различитих врста популација (биљних и животињских и микробиолошких) на биотоп. Број врста које улазе у састав биоценозе јако варира јер зависи од еколошких и просторних фактора. Када се биоценозе одржавају у екстремним климатским условима у тундри или пустињи оне су веома сиромашне нпр. биоценоза тундре састоји се од 80 врста, а биоценоза букове шуме средње Европе састоји се од око 3.000 врста, док у биоценози крша има тек негде око десетину врста. Број врста се смањује одступањем од оптималних вредности еколошких фактора у саставу биоценозе (биоценозе на половима, у дубинама мора и океана, на већим висинама планина и др.). У умереним климатима знатно је већи број врста, док је у тропским областима богатство врста још веће. Велики број врста у тропским крајевима резултат је тога што се вредности климатских фактора крећу углавном око оптимума. На основу тога може се поставити биоценотички принцип: уколико животни услови биотопа постају мање разноврсни и уколико се више удаљавају од просечног оптимума, утолико је њихово елементарно дејство веће, а сама биоценоза сиромашнија у врстама популација, а униформнија по свом саставу.

Аустријски зоолог Herold (1925) резимирао је главне категорије фактора који спречавају врсте једног биотопа да продру у други биотоп у коме би иначе могле живети:

1. историјски (врста још није доспела до тог биотопа),
2. климатски (услови климе не дозвољавају да врста живи у том биотопу),
3. топографски (топографске препреке спречавају врсту да продре у нови биотоп),
4. биотички (компетиција или нека друга категорија биоценотичких односа спречава врсту да се настани у датом биотопу).

Квантитативна структура - означава број појединих популација. Бројност или густина неке популације може се одређеније приказати бројем јединки, количином биомасе, енергетском

вредношћу. Једна иста врста може се у различитом броју појављивати у различитим биоценозама (нпр. шума храста је бројнија по врстама храста него у мешовитој шуми или број букве у буковим шумама је већи у односу на мешовите шуме букве и јеле). Доминантне врсте у биоценозама чине суштину биоценозе (биоценозе букове шуме, биоценоза храстове шуме, и др.), а њихово уклањање значи и суштинску измену биоценозе. Тамо где нема доминантних врста онда биоценозе добијају назив по биотопу (биоценоза потока, и др.). Доминантне врсте су најбоље прилагођене на животне услове датог биотопа, са високом стопом виталности и размножавања, погодном животном формом, великом еколошком валенцом, отпорношћу према болестима и паразитима и другим предностима у борби за опстанак.

Биљне доминантне врсте својом активношћу у знатној мери модификују првобитне услове у биотопу, климатске и едафске, стварајући посебну екоклиму и тиме у великој мери одређују састав и карактер читаве заједнице, па се означавају као “градитељи” (едификатори). Треба, ипак, истаћи да су подаци о доминантности врста само тренутни одраз еколошких прилика у датој биоценози и да се могу мењати паралелно са променом животних услова. Сталност (константност) означава степен сталности са којим се једна врста среће у датој биоценози. Сталност појаве једне врсте у биоценози изражава се процентима, те постоји скала сталности, по којој врсте које се појављују у 0-25% су случајне врсте у биоценози, а оне које се појављују од 75-100% сталне су врсте у биоценози (Пешић, 2011).

Просторна структура - представља просторни распоред измешаних врста на различите биотопе. Просторна структура врста у биоценози веома је хетерогена, и зависи од комбинације еколошких фактора и од миграција животињских врста. Распоред врста у биоценози може бити хоризонталан и вертикалан. Вертикалан распоред је условљен основним биотичким факторима (светлошћу, температуром, влагом). Тај градијент је тесно везан са просторним градијентом физичких услова биотопа, без обзира да ли је тај градијент примаран или секундарно створен услед присуства и делатности живих бића. Вертикални градијент се испољава у слојевитом распореду основних животних комплекса, у њиховој стратификацији. Посебно је изражена спратност у шумским биоценозама. Осим надземне, постоји и подземна спратност. Она се огледа у томе што су биљни или животињски организми, или делови биљака, распоређени у земљишту на различитим дубинама. То је најјасније изражено код коренова и других подземних органа биљака који зависно од врсте продиру до разних дубина. Значај спратности

огледа се у томе што на једном истом, доста ограниченом, делу биоценозе често може заједно да живи велики број врста.

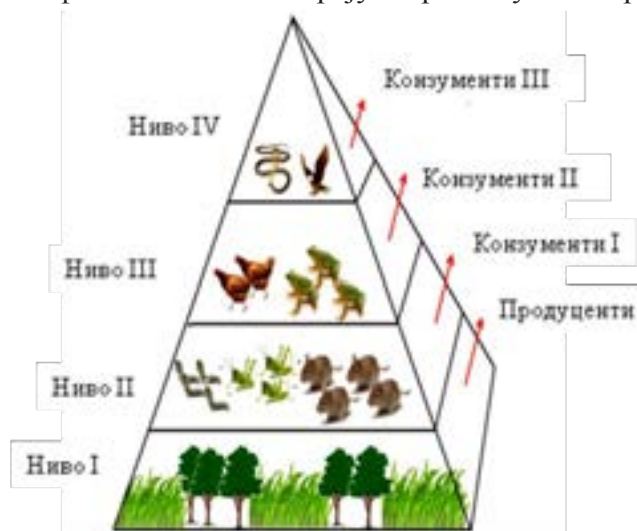
Слојевити просторни распоред изражен је и у воденим биоценозама, можда још више него у сувоzemним. Слојевит распоред се у воденој средини испољава како вертикално, тако и хоризонтално. Вертикална стратификација насеља условљена је у првом реду вертикалним градијентом основних еколошких услова, пре свега светлости, температуре, растворених соли и гасова који у знатној мери представља резултат дејства самих водених организама који модификују еколошке факторе. Богато развијен планктон може, на пример, да смањи степен продирања светлости у језерској води (фотосинтезом се даље смањује концентрација CO_2 и повећава концентрација O_2 у осветљеном слоју воде), у дубинским слојевима се смањује количина O_2 и повећава CO_2 услед дисања организама и разлагања угинуле органске материје.

Временска динамика промена структуре биоценозе, условљена је променом еколошких фактора који утичу на промене у понашању врста (сезонска миграција животињских врста), као и дневно - ноћни периоди.

Односи у биоценози

Односе у биоценози дефинишу три типа популација које су повезане у ланцу исхране. Ланац исхране чине биљке продуценти, животиње конзументи и микроорганизми редуценти.

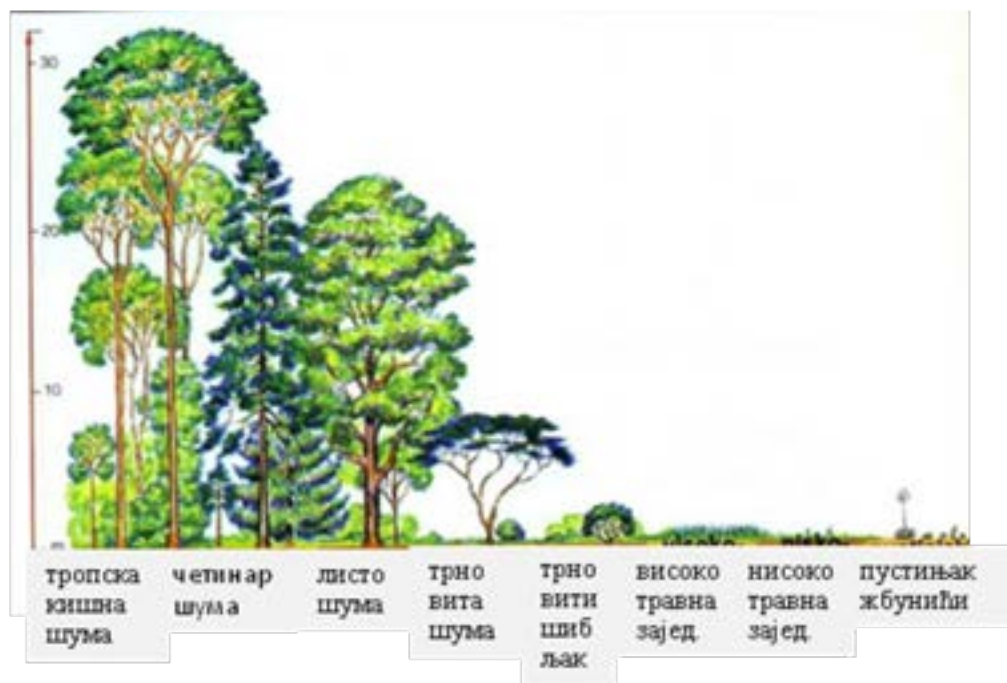
Биљке продуценти органске материје чине фитоценозу у биоценози, из угљен-диоксида, воде и сунчеве енергије у процесу фотосинтезе стварају органску материју. Процес фотосинтезе



карактеристичан је за биљке и неке групе микроорганизама који поседују пигменте. У природној селекцији биљке су развиле грађу и зељасте делове за што већу апсорпцију сунчеве светлости, а тиме и максимално могућу продукцију органске материје у којој су депоноване огромне количине енергије сунчеве

светлости. Према наводима Lehniger-a (1982) биљни свет сваке године ствара најмање 10^{17} ккал слободне енергије. Ова количина је преко десет пута већа од енергије из фосилних горива. Као што је поменуто, органску материју могу да синтетишу и неке групе микроорганизама као што су групе фототрофних микроорганизама, које користе сунчеву светлост, (алге у воденим срединама имају исту функцију као биљке у копненим срединама) и хемотрофне, које учествују у процесима хемосинтезе. Ове групе од неорганских једињења (водоник сулфида, амонијака, јона гвожђа и др.) синтетишу органску материју користећи енергију ослобођену у реакцијама оксидације и редукције. Количина ове органске материје незнатна је у односу на количину органске материје коју синтетишу биљке, па се примарна продукција органске материје у природи поистовећује са ангажовањем биљака. Биљне заједнице (фитоценозе) у биоценозама се разликују.

Доминантне биљне врсте (еდიфикатори) својом бројношћу и улогом одређују изглед и карактеристике биоценозе, односно екосистема.



Слика 2. Биоценоза са просторном сменом биљака
(Модификовано према Miller-у, 2007)

Биљке у биоценози имају просторну и временску организацију и обе су веома променљиве у зависности од спољашњих фактора, односно од услова биотопа (надморске висине, климе, годишњих доба и др.).

Просторна организација биљака у фитоценози може се дефинисати као спратност која је последица еколошких фактора у биотопу (спрат високог дрвећа, спрат ниског дрвећа, спрат високог жбуна, спрат ниског жбуна, спрат високих зељастих биљака, спрат ниских зељастих биљака, спрат приземних маховина). У земљишту се, такође, може поделити спратност према маси и врсти коренових система на три дубине (0-30 цм, 30-60 цм, 60-90 цм).

Временска организација подразумева променљивост која зависи од броја годишњих доба и суме температурних јединица. У умереним климатским подручјима, где су изражена четири годишња доба, биљке пролазе кроз фенофазе листања, цветања, плодоношења, дефолијације и зимског мировања, док у тропима где је клима уједначенија сезонске промене нису тако изражене.

Животиње конзументи чине други тип популације у биоценози. Поред животиња ту су и инсекти и заједно чине зооценозу. Обе групе организама су потрошачи органске материје која за њих постаје извор енергије. Наиме у органској материји је у процесу фотосинтезе сунчева енергија фиксирана у хемијску која је организмима потребна за обављање физиолошких активности. Зооценоза има неколико кругова потрошача зависно од типа. У првом кругу су примарни потрошачи биљоједи који се енергијом снабдевају једући искључиво биљке. Секундарни потрошачи су месоједи који се хране биљоједима, и на крају терцијални потрошачи су месоједи који се хране другим месоједима. Зооценоза се битно разликује од фитоценозе и није могуће направити просторну и временску структуру. У зооценози динамика кретања је већа него у фитоценози, јер биљке се не селе и не премештају, осим тога биљке са једног биотопа имају сличне захтеве према води, хранивима, светлости, јер су у току развоја успоставиле компетицијске односе. Животиње имају комплексније захтеве према средини. Свака животиња има посебне потребе и у оквиру исте врсте (разлике у исхрани мужјака и женки), једна иста врста може бити становник више биоценоза.

Микроорганизми редуценти разлажу органску материју како животињског тако и биљног порекла. Микроорганизми разлажу органску материју (излучевине продуцентата и конзументата, одбачене делове тела или остатке угинулих организама) на састојке који се поново могу користити у исхрани биљака и животиња, при чему се ослобађа енергија. Деле се на некрофаге који се хране лешинама,

одбаченим деловима тела (роговима, кошуљицама, длаком), детриофаге који се хране опалим лишћем и копрофаге које се хране излучевинама других организама (Пешић, 2011). На овај начин се формира механизам који се зове ланац исхране у коме кружи материја и протиче енергија. Произвођачи, потрошачи и разлагачи чине три основна нивоа у пирамиди биоценозе. У оквиру ова три основна нивоа, формирају се и специфични нивови потрошача који свеукупно чине ланац исхране. Он се одликује квантитивним карактеристикама учесника.

Код акватичних екосистема алге и друге водене биљке користе светлост Сунца у производњи енергије у форми угљених хидрата. Примарни потрошачи, инсекти и мале рибе се хране биљним материјалом, а затим постају плен и храна секундарним потрошачима, на пример лососу и другим крупнијим рибама. Мрки медвед тако постаје терцијарни потрошач и учесник у ланцу. Микроорганизми разлажу остатке рибе и омогућавају повратак хемијских елемената назад у воду или у земљиште. У животној заједници односи између врста су веома сложени и настали су као резултат дуготрајног узајамног прилагођавања и конкуренције.

Везе су по правилу тако чврсте да се погоршање услова за живот само једне врсте одражава на читаву биоценозу, изазивајући чак и њен распад. Битно је истаћи да чланови биоценозе нису хаотичан, случајан скуп, већ остварују висок степен функционалног биоценолошког и еколошког јединства са специфичним законима еволуције. Раст, развиће, размножавање и понашање организама, распрострањеност као и њихова бројност зависе од спољашњих фактора. Тако се биоценоза може дефинисати као систем са великим бројем популација организама различите грађе од простих (протиста) до организама са веома сложеном грађом, који су међусобом повезани, јер се надовезују једни на друге. За живот сваке јединке утиче живо-неживо окружење, односно еколошки фактори као што су температура, влажност, светлост, хемијски састав средине, присуство кисеоника, број патогена, паразита и др. Животна заједница се налази у веома тесној вези са животним стаништем. Управо те међузависности, интеракције су основна стабилности екосистема. Односи у екосистему могу се поделити на утицај абиотичких фактора биотопа на жива бића (акција), утицај живих бића, односно организама биоценозе на биотоп (реакција) и узајамни односи живих организама у биоценози (коакција).

У биоценози су најбројнији и најмасивнији организми који су на почетку ланца, док број и маса опада према крају ланца исхране, односно његовим крајњим чиниоцима. Та чињеница одређује и проток

енергије и кружење материје. Тешко је одредити границе екосистема (нпр. где престаје шума, а где почиње ливада или прерија итд.). Екосистеми су међусобно зависни и неопходно је проучавање целине тј. биосфере.

Почетком 80-тих година 20-ог века формулисана су четири једноставна закона о екосистемима:

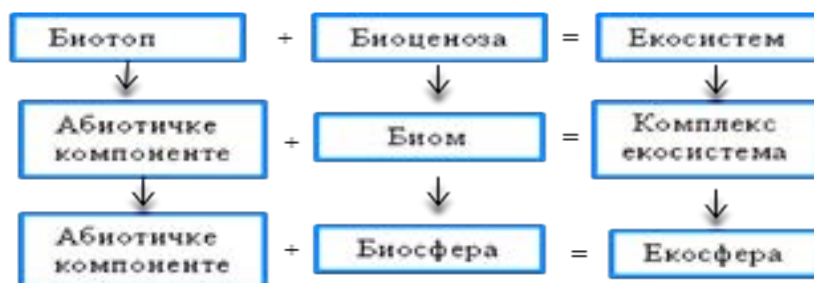
1. све је повезано са свим, свако утиче на све и све утиче на сваког,
2. све негде треба да иде,
3. природа боље зна,
4. ништа не може да се узме, а да се не надокнади.

Класификација екосистема

Зависно од порекла настанка екосистема, може да се изврши њихова класификација на: природне и антропогене.

Природни екосистеми могу настати самостално у зависности од абиотичких и биотичких фактора. Затим имамо природне екосистеме који су настали уз човеково учешће довођењем екосистема у функцију националних паркова и других заштићених области. Постоје и природни трансформисани екосистеми настали под агресивним утицајем човека у циљу превођења у екосистеме за маскимално коришћење (трансформација шумских у травне екосистеме, трансформација акватичких у екосистеме за производњу рибе и др.).

Антропогени екосистеми настају под утицајем човека у поступку превођења природних екосистема у екосистеме које човек максимално користи, као што су агроекосистеми, урбани екосистеми, културни шумски екосистеми и др.



Слика 3. Екосистем (са биотопом и биоценозом) ограничен је део биосфере

Биосфера ја састављена од различитих екосистема који су међусобно повезани и интегрисани у комплекс вишег система. Биосфера обухвата сва жива бића насељена на Земљи као и неживу природу (слојеве атмосфере, хидросфере и литосфере). Ако се екосистем посматра као елементарна јединица биосфере, онда више таквих јединица чине пределе, а више предела чине крупније целине које се називају биоми (биом који се означава као тајга). Биом листопадних и мешовитих шума умереног предела присутан је у пределима са умереном климом на свим континентима, изузев Африке. Са повећањем надморске висине, овај биом прелази у биом четинарских шума умереног предела (нпр. шуме јеле), а са повећањем континенталности у биом травних и жбунастих вегетација (нпр. шумо-степе у Панонској низији). Са повећањем влаге, долази до прелаза у биоме тропских и суптропских шума.

Биоми се групишу у три основне области живота:

1. област мора и океана,
2. област копнених вода (стајаће и текуће),
3. сувоземна област живота.

Више биома се сједињују у биоциклусе (комплекси мора и океана, или више копнених биома), а све то заједно чини биосферу као јединствен екосистем на Земљи.

Сматра се да систематизацију екосистема није једноставно урадити због разноврсности услова, карактеристика и фактора појединих екосистема и тешкоће избора критеријума. Глобално, њихова класификација може се извршити на основу њихове природе (природни и антропогени), на основу критеријума станишта (копнени, копнене воде, мора и океани), на основу вегетације (шумски, травни, мочварни и др.) (Недовић, Б. 2008).

Циклуси размене материје и ток енергије у екосистему

У природи постоји стално кружење хемијских елемената. С тога се може рећи да постоји позитивна корелација између геохемијске особине средине и хемијског састав живог света. У организмима живог света најзаступљенији су елементи који се налазе у природи у гасовитом облику као што су кисеоник, водоник, угљеник и азот. Они су уједно конститутивни елементи пошто учествују у изградњи ћелија живих организама или су саставни елементи киселина, шећера, воде, протеина, липида, ензима и др. Након изумирања организама, до 97% атома ових елемената прелази у гасовите облике и одлази у атмосферу

која је уједно извор поменутих биогених елемената. Елементи као што је фосфор и сумпор, су градивни елементи, споро се враћају у ток кружења материје, јер се одликују несавршеним циклусима. Жива бића у току свог живота безброј пута користе исту материју, јер кружење материје је непрекидно. У току године се једна иста материја може користити више пута.

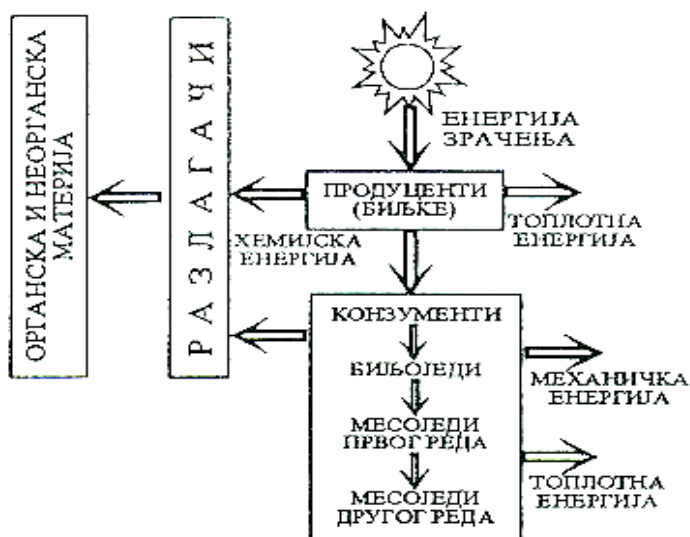
Функционално посматрано, екосистем је систем преноса енергије и информација који је отворен у погледу коришћења Сунчеве енергије. Енергија која је уграђена у организам, постаје извор следећем члану у ланцу исхране. Енергија и материја су чврсто повезане, јер се материја трансформише у енергију, а енергија може једино да прелази из једног у други облик (сл. 4.). Енергија је пулсирајућа снага која преко Сунца на Земљу долази из Космоса, те се може рећи да свемир садржи енергију у облику светлости..



Слика 4. Шема кружења материје и тока енергије (Којић, 1988)

Ток енергије у систему је иреверзибилан и понаша се по закону термодинамике (одржавање и опстанак енергије). Све од почетка двадесетог века сматрало се да су материја и енергија различите, јер енергија не поседује масу. Међутим, да и енергија има масу, 1905.

године показао је Einstein у својој теорији релативности ($E=mc^2$), где је представљено да је маса уствари само заробљена енергија. Према овој теорији енергија представља делотворну силу материје која обавља рад. Свака маса представља одређену количину енергије и обрнуто. Енергија не може да се уништи нити да се створи ни из чега, већ може да мења облик из једног у неки други. Тако у сваком екосистему количина хемијске енергије одговара апсорбованој и искоришћеној количини светлосне енергије (сл. 5.). Из овога следи да изоловани системи, као агроекосистем, без прилива нове енергије временом губи способност обављања рада, што представља основну разлику између природних и антропогених екосистема. Зато је потребно ради одржавања система, да поред протока материје и енергије, постоји могућност коришћења енергије. У трофичним екосистемима различити организми искористе различите количине енергије што доводи до њеног смањења. Уколико на пример биљке апсорбују $62,8 \text{ kJ/m}^2$ на дан сунчеве енергије кроз продукцију органске материје, биљоједи од тога искористе $6,2 \text{ kJ}$, месоједи $0,63 \text{ kJ}$, док микроорганизми искористе око 35 kJ .



Слика 5. Шематски приказ трофичних односа у екосистему

Непрекидан рад живих система обезбеђује сталан довод нове енергије у виду хемијске енергије чиме се ствара биомаса односно одређена количина органске материје у екосистему. Примарна органска материја у екосистему је она коју стварају биљке, а органска она коју стварају животиње у првом реду биљоједи. Стање енергије у екосистему зависи од укупне продукције органске материје. За стабилност екосистема најважнија је равнотежа између створене и потрошене енергије. Према Кастори-ју (1995) проток и биланс енергије екосистема могуће је приказати на основу суве материје у неком одређеном времену и простору. Различите врсте органске материје имају различиту количину енергије изражене у калоријама: на пример 1г протеина и угљених хидрата има 4-5 ккал, масти до 9 ккал.

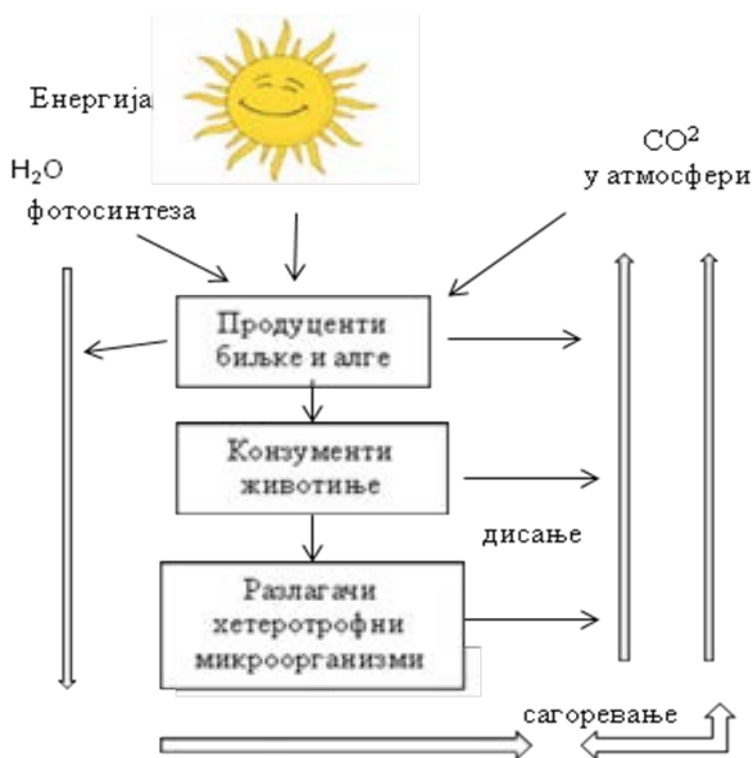
Кружење угљеника у екосистему

Угљеник је хемијски елемент који учествује у грађи свих органских једињења у ћелијама биљног и животињског света. Угљеник се у природи јавља у неорганском и органском облику. Најчешћи неоргански облици су угљен-диоксид у атмосфери (CO_2) и карбонати и њихови јони у земљишту (CO_3 и HCO_3). Неоргански облици угљеника утичу на киселост земљишта и вода, топлотну изолацију атмосфере, брзину фотосинтезе, временске прилике и биоминерализацију. Процес кружења угљеника највише зависи од угљен-диоксида, који чини мали део атмосфере (0,03%). У атмосфери, угљен-диоксид делује као рефлектор топлоте и не дозвољава одлазак топлоте са Земље у свемир.

У процесу фотосинтезе из атмосфере се веже преко 15^{10} тона угљен-диоксида у синтези угљеникових једињења, где 90% ове активности обављају алге у воденим срединама (Руактин и Кривосhein, 1987). Према неким прорачунима целокупни биљни свет годишње усвоји из ваздуха око 398 милијарди угљен-диоксида, од којих копнене биљке око 38 милијарди тона, а водене биљке око 330 милијарди тона овог гаса (Сарић, 1967). Количина угљен-диоксида у морима и океанима износи 13×10^{13} тона, у хумусу, нафти и угљу око 13×10^{14} тона, а у биљном покривачу налази се 1×10^{12} тона (Јарак и Чоло, 2007). Из индустрије сагоревањем различитих материја сваке године се ослободи око 6×10^9 тона.

Угљеник у органском облику налази се у великом броју органских једињења у моносахаридима као пентозе и хексозе, у полисахаридима као целулоза, хемицелулоза и скроб. Угљеник улази у састав других органских једињења као што су: протеини, липиди,

лигнин и пектин. Највећи део једињења су биљног порекла, а мањи део потиче од микроорганизама и животиња (сл. 6). Сав угљеник у саставу ћелија потиче од угљен-диоксида из атмосфере и бикарбоната и карбоната растворених у водама на земљиној површини. Може се рећи, да је са уграђивањем угљеника из угљен-диоксида у прве облике ћелијске творевине започела и еволуција живота на Земљи. Прелаз неорганских облика угљеника у органске и органске у неорганске (кружење угљеника) је природни закон који одржава функционисање живота на планети. Значајна количина угљен-диоксида се ослобађа приликом разградње органске материје у земљишту. Уколико не би постојао овај циклус сав угљен-диоксид би нестао из атмосфере за 35-40 година.



Слика 6. Микробиолошко кружење угљеника у природи

Уколико би се то десило могло би да дође до катастрофалних промена на планети као што је нагли пад температуре што би угрозило живот на Земљи. Ослобађање угљеника и других биогених елемената одвија се уз учешће земљишних микроорганизама

(бактерија, гљива и актиномицета). У земљишту као животној средини биљака и микроорганизама угљен-диоксид се ослобађа приликом минерализације хумуса, при чему се органски облици трансформишу у неорганске облике. Дневна производња овог гаса у оксидо-редукционим процесима према неким истраживањима у контролисаним условима при температури од 25-30 °C износи од 10-50, па чак и до 300 мг CO₂ по килограму земљишта (Alexander, 1990.).

У јединственом биолошком циклусу у биосфери аутотрофни организми користе атмосферски угљен-диоксид за синтезу органских једињења, док хетеротрофни организми користе органска једињења аутотрофа и враћају угљен-диоксид у атмосферу (Шутић и Радин, 2001). У тим процесима ослободе 90% угљен-диоксида у биосфери. Остали део гаса се ослободи сагоревањем фосилних горива (угља, нафте и земног гаса). Свако органско једињење у природи које се природно јавља, разлаже се под утицајем неког микроорганизама (Stanier *u cap.*, 1970). Микроорганизми као најстарији облици живота, угљеник из његовог неорганског облика преводе у органски, односно из неживог у његово живо стање.

Микроорганизми имају централно место у одржавању равнотеже у потрошњи и производњи угљеника и то због своје способности да истовремено разлажу органску материју синтетисану од других организама и да стварају примарну органску материју (Тешић и Тодоровић, 1983). Угљене хидрате у земљишту разграђују целулитске групе микроорганизама, међу којима су активне гљиве рода *Alternaria*, *Aspergillus*, *Rhizopus*, *Trichoderma*, *Fusarium*, *Fomes*, *Penicillium* и др., аеробне бактерије рода *Achromobacter*, *Agriococcus*, *Bacillus*, *Celiifalculica*, *Celividbrio*, *Citofaga*, *Leuconostoc*, *Lactobacillus*, *Bifidobacterium*, *Acetobacter*, *Glukonobacter*, *Pseudomonas* и др., анаеробне најзначајније су из рода *Clostridium* као и најзначајнији представници актиномицета родова *Streptomyces*, *Micromonospora*, *Nocardia*, *Streptosporangium*. У екосистемима умереног појаса разлагање органске материје није брз процес, јер микроорганизми у току процеса стварају нова полимеризована органска једињења и разне типове хумусних материја.

Уколико се разлагање органске материје одвија у анаеробним условима тада у екосистемима долази до накупљања угљеника и до стварања наслага угља, нафте и др. Угљеник се из ових наслага (фосилних горива) ослобађа у процесу сагоревања и у атмосферу доспева у облику CO₂ и CO у количини од 6x10⁹ тона. Ради поређења треба напоменути да у процесима разлагања органске материје од стране микроорганизама у атмосферу сваке године одлази 6x10¹⁰ тона CO₂. Значајна количина угљен-диоксида у атмосферу може доћи и при

вулканским ерупцијама. С обзиром на велики промет угљен-диоксида у природи његова концентрација у атмосфери не подлеже великим променама, захваљујући воденим површинама. На површини воде успоставља се одређени однос између концентрације угљен-диоксида у атмосфери. Уколико се концентрација угљен-диоксида у атмосфери повећа, извесна количина се враћа у воду док се не успостави равнотежа. Највећа количина угљен-диоксида у води налази се у облику јона HCO_3^- . Размена CO_2 између атмосфере и хидросфере износи 2×10^{11} тона.

Кружење азота у екосистему

Резерве гасовитог азота у атмосфери су велике и он чини $\frac{3}{4}$ гасовитог стања атмосфере. Када се количина азота изрази у тонама добија се вредност од око 4000 милијарди тона (Кастори, 2005.). У вишим слојевима атмосфере, азот се јавља као атомски и то услед дејства космичког зрачења. По заступљености у космосу азот је на шестом месту. Осим Земље ниједна друга позната планета нема атмосферу на бази азота (таб. 1). На сваком квадратном километру њене површине у ваздуху се налази око 8 милиона тона азота.

У природи азот је присутан у различитим облицима. У атмосфери преко 90% атмосферског азота је у елементарном облику (N_2), а преостали део у облику азот оксида (азот субоксида (N_2O), амонијака (NH_3)). У земљишту азот је заступљен у неорганском облику као јони - нитратни (NO_3^-), нитритни (NO_2^-) и амонијачни (NH_4^+), у органском облику (уреа, протеини из тела живих и мртвих организама) и у трансформисаном облику у хумусу.

Табела 1. Расподела азота у атмосфери (Haynes, 1986)

Облици азота	Количина ($\text{Tg}=10^{12}\text{g}$)
N_2	$3,9 \times 10^9$
N_2O	$1,3 \times 10^3$
NH_3	0,9
NH_4^+	1,8
NO	2,0
NO_3^-	0,5
HNO_3^-	0,2
Органски азот	1,0

У хидросфери азота има $2,3 \times 10^{19}$ г у облику раствореног гаса N_2 (таб. 2). Највеће количине азота су у земљишту (1×10^{23}). У биосфери

распоред азота је различит. Према Rosswell-у (1976) расподела азота у биосфери је следећа: у биљкама га има 4%, биљним остацима 1%, микроорганизмима 0,2%. Највећа заступљеност азота је у органској материји земљишта 94%. Без обзира на количину азота у земљишту, ипак земљиште није најзначајнији извор азота.

Азот је покретан елеменат и кружи између атмосфере, земљишта и живих организама. Азот се у хемијски везаној форми налази у органској материји биљака и животиња у облику протеина, аминокиселина, карбамида, ензима, хлорофила и др. Циклус азота у екосистему је универзалан, међутим сваки екосистем има свој универзалан циклус кружења азота. Циклус кружења азота различитих екосистема често је повезан. Најважнији носиоци органских једињења азота у земљишту су хумусне материје, које су уједно главни извор азота за биљке.

Табела 2. Биогеохемијска расподела азота (Paul и Clark, 1996).

Резерве азота	Количина (г)
Литосфера	1×10^{23}
Атмосфера	$3,9 \times 10^{21}$
Хидросфера	$2,3 \times 10^{19}$
Угаљ	1×10^{17}
Органски азот у земљишту	1×10^{17}
Фиксирани амонијак у земљишту	2×10^{16}
Азот живог света без микроорганизама	$3,5 \times 10^{15}$
Микробни азот	$1,5 \times 10^{15}$

Од степена обезбеђености земљишта азотом зависи исхрана и принос биљака. Садржај приступачног облика азота за биљке зависи од степена минерализације азотних органских једињења, активности фиксатора елементарног азота, примене минералних и органских ђубрива, од притицања нитрата, нитрита и амонијака из атмосфере, потрошње азотних једињења од стране биљака, микроорганизама и фауне, губитка азотних једињења испирањем, испаравањем и ерозијом и др.

Минерализација органске материје у земљишту одвија се под утицајем аеробних бактерија и то у току два процеса: амонификације и нитрификације (сл. 7). Оба ова процеса су значајна за исхрану

биљака и аминокотрофних микроорганизама који усвајају амонијачни и нитратни азот и поново га уграђују у органске облике азота. У процесу амнофикације значајну улогу имају аеробне бактерије из родова *Bacillus*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* и *Serratia*, као и протеолитичке гљиве из родова *Alternaria*, *Aspergillus*, *Mucor*, *Rhizopus*, *Penicillium*. У току процеса амонификације органских једињења ослобађа се азот у облику амонијака. За овај процес веома је важно да је угљеник лакоразложив и приступачан микроорганизмима, јер он је за њих извор енергије. Амонијак ће се издвајати тек када је однос угљеника и азота мањи од 25:1 (оптималан однос 10-15:1). Настали амонијак је привремени састојак земљишта, брзо се веже с киселинама у амонијумова једињења, може да оде у ваздух као гасовити производ или бива адсорбован на колоидима земљишњих честица. Осим што амонијачни азот настаје у овом микробиолошком процесу, он у земљишту настаје хидролизом урее и уношењем у земљиште амонијачних ђубрива.



Слика 7. Микробиолошко кружење азота у природи (Јарак и Чоло, 2007.)

Наставак процеса се одвија у процесу нитрификације, где се амонијачни азот оксидише у азотасту киселину (нитритација), а затим у азотну киселину (нитрификација). Присутне нитрате из земљишта усвајају биљке и микроорганизми. За разлику од амонијачног јона,

јони нитрата су најзаступљенији у земљишном ратсвору. Не могу се хемијски везати већ само биолошким путем те зато подлежу процесима испирања различитог интензитета, што зависи од низа фактора. Шестић *и сар.* (1989) су пратили процес испирања азота на неколико типова земљишта и утврдили да се при просечним падавинама од 850,7 мм просечно испере 29,4 кг NO₃ ха⁻¹. Од укупне количине азота 54% се губи у току јесени и зиме, 36% у пролеће и 10% лети. Потенцијална опасност од испирања нитрата посебно је изражена у условима наводњавања и може да представља велики еколошки проблем.

Истовремено у процесу нитрификације одвија се процес денитрификације који је у ужем смислу биолошка редукција нитрата и нитрита до гасова азота. Процењује се да се у процесима денитрификације губи 10-35% унетог азота.

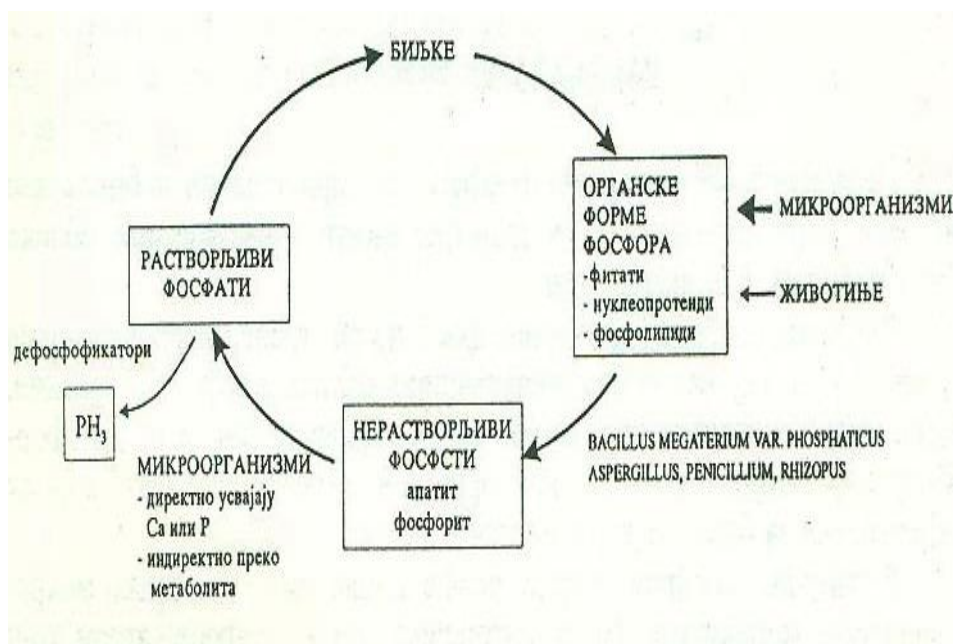
У циклусу кружења азота у природи најзначајније место припада биолошкој фиксацији атмосферског азота. Овај процес је од велике важности за одржавање биосфере у целини и представља веома важан део азотног циклуса (Silov, 1980; Gray, 1983). Везивањем атмосферског молекуларног азота и превођењем у облике приступачне за биљке, користе се неисцрпне резерве азота из ваздуха. Wani *и сар.* (1994) сматрају да се биолошком фиксацијом веже око 175 милиона тона азота, од чега у копненим системима 80%, а у воденим 20%. Главна улога у биолошкој фиксацији азота припада микроорганизмима. Откривање овог процеса представља историјски догађај у биологији, у азотној исхрани не само биљака, већ и свих других организама. Треба истаћи да је биолошка фиксација због своје важности и сложености, била и још увек је, у жижи интересовања и представља велики истраживачки напор. Осамдесетих година, прошлог века, са нафтном кризом у свету биолошка фиксација је добила свој просперитет и практичну примену.

Кружење фосфора у екосистему

Фосфор је конститутивни елемент у грађи протоплазме и у изградњи ћелијских органела. У природи је знатно распотрањенији од азота, али нигде се не налази у елементарном облику. Најзначајнија у природи једињења фосфора су фосфорит, разне врсте минерала као апатит. Фосфор се налази у органским једињењима пореклом од биљака или животиња. Саставни је део макроенергетских једињења аденозиндифосфата и аденозинтрифосфата који су значајни у енергетској размени ћелија. Улази у састав коензима, нуклеотида нуклеинских киселина, учествује у метаболичким процесима. Код

човека и животиња улази у састав костију као калцијум фосфат. Извор фосфора за све организме је земљиште, одакле га прво усвајају биљке а даље у ланцу исхране, усвајају га животиње. У земљишту фосфор се налази у органском облику (50%) и потиче од уинулих биљака и животиња, а у највећем проценту од земљишних микроорганизама. Органски облици фосфора су фитин, нуклеопротеиди и фосфолипиди или сложене масти. Најстабилнији облици органског фосфора у земљишту су фитати које синтетишу микроорганизми и биљке и који се у земљишту налазе у највећој количини (30-90%) у укупном органском фосфору.

Микроорганизми имају незаменљиву улогу у припреми фосфора за исхрану биљака. Биљке за своју исхрану усвајају фосфор само у оксидованом облику и то као јоне ортофосфорне киселине. Ови приступачни облици фосфора за биљке могу бити после разлагања органских облика фосфора под утицајем ензиматске активности микроорганизама (Џамић и Стевановић, 2000). Органске облике фосфора микроорганизми разлажу различитом брзином. Најактивнији разлагачи органских облика фосфора су гљиве из рода *Aspergillus*, *penicillium*, *Rhizopus*, *Cuinninghamella*, а од бактерија врсте из рода *Bacillus* (*Bacillus mesentericus*, *Bacillus megatherium*), *Pseudomonas* и *Achromobacter* (Цвијановић, 2012) (сл. 8).



Слика 8. Кружење фосфора (преузето Говедарица и Јарак 1995)

После минерализације органског фосфора, фосфор преко биљака поново улази у ланац исхране. Према Цамић и Стевановић-у (2000) неке врсте биљака луче преко кореновог ситема неке киселине које разлажу тешко растворљиве фосфате у земљишту и ослобађају фосфор који даље користе у исхрани. У току кружења фосфора долази до значајних губитака нпр. у морима таложењем органске материје, значајна количина фосфора остаје заробљена на дну мора и тако искључена из циклуса кружења. Фосфор због своје слабе мобилности често је ограничавајући фактор у исхрани биљака. Зато се у пољопривреди често користе фосфорна минерална ђубрива у исхрани биљака. У воденим срединама кружење фосфора је веома споро.

Учешће микроорганизама и биљака у кружењу и имобилизацији фосфора је од велике важности за екосистем.

Кружење сумпора у екосистему

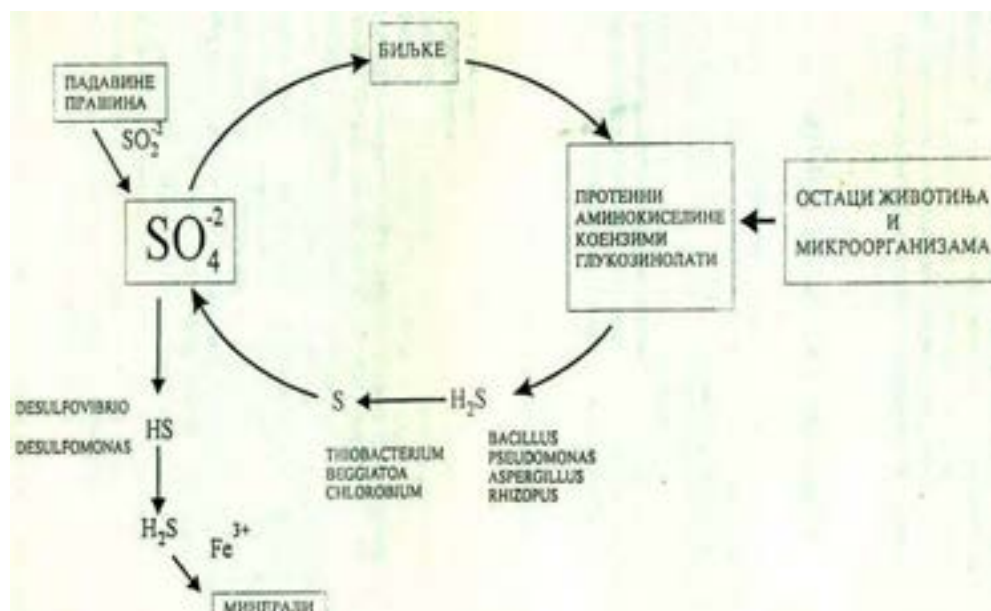
Сумпор је један од веома важних елемената за организме. Он је безусловно неопходан за нормално развиће зелених биљака, и налази се у саставу аминокиселина и беланчевина биљака, животиња и микроорганизама. Сумпор улази у састав аминокиселина (цистина, цистеина, метионина) а такође и витамина Б групе (тиамин и биотин). Налази се у грађи функционално важних једињења као коензима и ензима. У природи није нарочито раширен. У великим количинама се појављује као слободан елемент настао бактеријским разлагањем калцијум-сулфата или вулканског порекла. Биљке, овај елемент у облику сулфатног јона, усвајају првенствено из земљишта, а саме представљају извор сумпора за друге организме. У земљишту сумпор се налази у површинским слојевима у органском и неорганском облику, затим на честицама прашине и капљицама воде. У процесу минерализације органске материје биљног и животињског порекла ослобађају се органска једињења која садрже сумпор која оксидишу до елементарног сумпора. Због велике покретљивости сулфатни јон у земљишту је доста покретан и подложен испирању.

Превођење органских једињења сумпора до облика доступних за исхрану биљака одвија се микробиолошким процесом у две фазе:

1. минерализација органских једињења до сумпорводоник и
2. оксидација водоник сулфида до сулфата (сл. 9).

У првој фази минерализације (сулфорификација) се органска једињења пореклом од биљака, животиња и микроорганизама

трансформишу до сумпорводоника (H_2S). У овом процесу учествују исте групе микроорганизама које учествују и у процесима амонификације, разлагању протеина. При томе се поред амонијака, угљен-диоксида и воде издваја и сумпорводоник H_2S . Представници тих микроорганизама су бактерије из родова: *Acillus*, *Chromobacterium*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* и гљиве *Mucor*, *Rhizopus* и *Penicillium*. Оксидација редукованих неорганских једињења сумпора врше аутоτροφни (хемоаутоτροφни и фотоаутоτροφни) и хетеротрофни микроорганизми. Хемоаутоτροφне бактерије које активно врше оксидацију редукованих једињења сумпора припадају роду *Thiobacillis*, кончасте хемоаутоτροφне бактерије *Beggiatoa*, *Thiotrix*, *Thioploca* и друге. Микроорганизми који у земљишту врше оксидацију сумпорводоника и елементарног сумпора, елементарни сумпор таложе у спољну средину ван ћелије, где се он даље оксидише у сулфатни облик и везује за Ca, K, Na. У воденим срединама, добијени елементарни сумпор бактерије таложе у протоплазми својих ћелија у облику полутечних капљица. Нагомилавање сумпора у облику капљица толико је карактеристичан за ове бактерије, да може служити и као знак за њихово распознавање. Ова појава је присутна само под условом да се водоник-сулфид налази у изобиљу. Ово указује на интересантну појаву да сумпор у ћелијама бактерија служи као резервна хранљива материја.



Слика 9. Кружење сумпора (Говедарица и Јарак, 1995)

У атмосфери сумпор се налази у облику гасова S_2O , H_2S , а најмање у облику минералних и органских честица. Сумпор-диоксид у индустријским реонима у атмосферу доспева путем сагоревања великих количина угља, нафте и других органских материја, које садрже сумпор. Количине сумпора које из ваздуха доспевају у зелиште у подручјима без индустрије се крећу од 1 kg ha^{-1} . У околини индустријских погона те количине су веће и крећу се од 10 до 100 kg ha^{-1} . Из атмосфере око 15-20% сумпора доспева у земљиште путем падавина у облику сумпорасте киселине, односно сулфата. У земљиште сумпор доспева и преко средстава за заштиту биљака или ђубрива. У току кружења сумпора може доћи до његовог искључења из циклуса када се таложи у облику растворљивих соли.

Кружење воде у екосистему

Укупна количина испарене воде и воде у облику падавина је једнака, с тим што више воде испари из океана него што у њих доспе са падавинама, док је у случају континента ситуација обрнута. Наиме, 83% од воде која испари потиче из океана, док само 76% од падавина (киша и снег) доспева у океане. Количина воде која падне на континенте је за око 43% већа од количине воде која испарава са континентата. Пошто је ниво океана практично константан, разлика се надокнађује речним и подземним водама, које се уливају у океане. Поред испаравања са водених површина, важно је и испаравање воде са земљишта, са вегетације после падавина и преко листова биљака путем транспирације. Испарена вода се у атмосфери кондензује и у виду падавина (кише, снега и леда) враћа на Земљу (сл. 10).

Вода у великој мери детерминише климатске, геолошке, геоморфолошке, педолошке, па самим тим и биолошке услове и процесе на Планети. Према томе, најважнији материјално-енергетски циклус на Земљи јесте управо хидролошки циклус, у којем вода, под утицајем соларне (егзогене) и терестрине (или Земљине) гравитационе (ендогене) енергије, кружи у систему: хидросфера - атмосфера - биосфера - педосфера - литосфера - хидросфера (сл. 10), интегришући на тај начин целокупни глобални динамички геосистем. Иако се вода сматра обновљивим ресурсом, на Земљи постоје ограничене количине воде. Не можемо створити нову воду. Вода у екосистемима кружи под утицајем топлотне енергије Сунца.

Сва вода се креће кроз природу у затвореном циклусу, који се састоји од пет фаза: *испаравање, транспирација, кондензација, пад и скупљање.*

Испаравање се догађа када сунчева топлота загреје воду у рекама, језерима или океанима, која се претвара у водену пару. Процес испаравања појачава се под утицајем топлоте и ветра.

Транспирација је процес одавања воде у виду водене паре у атмосферу са површине биљака. За кружење воде у екосистему значајна је и *евапорација* која представља одавање воде са површине земљишта, као и *евапотранспирација* која обухвата одавање воде са земљишта и биљног покривача заједно. Биљке нерационално троше воду, јер за образовање једне јединице мере потребне су велике количине воде (кукуруз за 1 кг суве материје троши око 370, пшеница 430, луцерка 840, пиринач 680 дм³ воде). Од ове количине воде у биљкама остаје само 1%. На појединим стаништима евапотранспирација може бити већа од годишње суме падавина. Из овога се види да биљке имају значајну улогу у кружењу воде јер се огромна количина воде путем евапотранспирације враћа у атмосферу.

Кондезација се одвија у вишим слојевима атмосфере, када хладни ваздух кондензује воду која се скупља у облаке. Кондезација се јавља и у нижим слојевима атмосфере у облику росе и магле.

Пад настаје када кондензирана вода спајањем ствара велике капљице. Те капљице више не могу остати спојене већ се одвајају и падају поново на површину земљишта у облику кише, леда, суснежице или снега. Када се вода врати на површину земљишта, она бива процеђена у дубље слојеве, испари или се врати у токове река, језера или мора. Ова појава се назива *скупљање*.

Након тога циклус се понавља. За кружење воде карактеристично је да се процес одвија без губитака.



Слика 10. Хидролошки циклус воде

Литература

1. Alexander, M. (1990): Introduction to Soil Microbiology. Krieger Pub.Co.
2. Bray, C. M. (1983): Intercorversions of nitrogen. In nitrogen metabolism in plants (Ed. by Longman Group Limited), British Library, 1-28.
3. Цвијановић Горица (2012): Утицај диазотрофа на принос и микробиолошку активност у земљишту код уева кукуруза, пшенице и соје Докторска дисертација Пољопривредни факултет Универзитет Нови Сад
4. Говедарица, М; Јарак М. (1995) Микробиологија земљишта, Универзитет у Новом Саду, Пољопривредни факултет Нови Сад, Нови Сад.
5. Haynes, R. J. (1986): Origin, distribution and cycling of Nitrogen in Terrestrial Ecosystems. In: Mineral nitrogen in the plant-soil system, Madison, pp 242-302.
6. Јарак М., Чоло, Ј. (2007): Микробиологија земљишта, Универзитет у Новом Саду, Пољопривредни факултет, Нови Сад, ИСБН 978-86-7520-113-7, pp 68-81.
7. Kastori, R. (1995): Заштита агроекосистема, Фелтон, Нови Сад, ЦИП 502:63, стр 29.
8. Кастори, Р. (2005): Улога азота у животним процесима Азот, агрохемијски, агротехнички, физиолошки и еколошки аспекти, издавач Научни институт за ратарство и поврстарство, Нови Сад, ИСБН 86-80417-06-8.
9. Којић, М. (1988): Агроекосистеми-развој, стање, перспективе, Зборник реферата IV Конгрес еколога Југославије, Охрид, стр 179-207
10. Miller, G. T. (2007): Essentials of Ecology: Sustaining the Earth. Thomson Higher Education: pp 384.
11. Недовић, Б. (2008): Ekologija životne sredine, Univerzitet za poslovne studije, Banja Luka, CIP 502/504 (075.8), 574 (075.8), ISBN 978-99938-25-53-1, COBISS.BIH-ID 872216.
12. Paul, E. A., Clark, F. E. (1996): Closing the nitrogen cycle: Return of nitrogen to the soil. In: Soil microbiology and biochemistry, pp 215-242, academic press San Diego, California.
13. Пешић, С. (2011): Основи екологије. Универзитет у Крагујевцу - Природно Математички факултет, ISBN 978-86-6009-011-1
14. Ryatkin, K.D., Krivoshein, Ju.S., (1987): Microbiology with Virology and Immunology 2 nd, Edition English translation Mir Publishers Moscow

15. Rosswall, T. (1976): The internal nitrogen cycle between microorganisma vegetation and soil In Nitrogen, phosphorus and sulfur-global cycles (drs: Svensson B.H. and Soderlund R.) Ecological Bulletins, pp157-167.
16. Сарић, М. (1967): Физиологија биљака, Научна књига Београд.
17. Silov, A. E. (1980): Biloška fiksacija atmosfetskog azota.
18. Stainer, S. Y., Doudoroff, M., Adelberg, E. A. (1970): The Microbial World, 3rd Edition, Prentice-Hall, Inc., USA.
19. Тешић, Ж., Тодоровић, М. (1983): Микробиологија, Пољопривредни факултет - Универзитете у Београду, 2 издање, Београд.
20. Шестић, С., Лесковшек, М., Михалић, В., Мушац, И., Ресуловић, Х. (1989): Губици хранива испирањем из орничног слоја земљишта, Посебан отисак пољопривредних активности, Vol. 33, N° 1-2, стр. 211-221.
21. Шутић, Д., Радин, Д. (2001): Микробиологија, микроорганизми у животу биљака, Визартис, ИД=92940812 ЦИП579, Београ, стр. 230.
22. Цамић Ружица и Стевановић Драги (2000):Агрохемија, Партетнон Београд
23. Вернадский, В. И. (1989): Биосфера и ноосфера, Наука, Москва.
24. Wani, S. P., Rupela, O. P., Lee, K. K. (1994): BNF Tehnology for Sustainable Agriculture in the Semi-Arid Tropes. 15th World Congres of Soil Science, Acapulco, 4a, 245-262.

ЗАГАЂИВАЧИ У ЕКОСИСТЕМУ

*„Цела природа личи на велики клавир у
коме су сва створења дирке.
Коју год дирку човек дотакне чује ехо своје душе“*

Владимир Велимировић



Загађивање је свака измена састава физичких, хемијских и биолошких компонената животне средине које доводе до поремећаја у функционисању екосистема. До загађивања долази када се штетне материје ослободе у околину у толиким количинама да угрожавају људе, животиње, биљке и њихова станишта. Контрола загађивања је највећи проблем с којим је суочен савремени свет. Загађивање најчешће није једнострано већ је комплексно јер више загађујућих материја делује истовремено што је нарочито изражено у градским и индустријским подручјима.

Загађивачима животне средине се сматрају све оне супстанце које штетно делују на екосистеме, нарушавајући природну равнотежу која постоји у ваздуху, води или у земљишту. Узрочници загађења могу бити природни и антропогени. Под природним узрочницима подразумевају се: климатски услови, потреси, вулканске ерупције, поплаве, пожари, урагани, тајфуни, ерозије тла и други. Под антропогеним узрочницима подразумевају се: пораст становништва, урбанизација, трошење природних ресурса, индустрија, енергетика, саобраћај и пољопривредна производња.

Извори загађења могу бити различити и то:

1. везани за експлоатацију и прераду минералних и других сировина (рудници, металургија, хемијска индустрија, прехранбена индустрија),
2. везани за саобраћај (друмски, ваздушни, водени),
3. везани за трансформацију хемијске у неки други облик енергије (термоелектране, топлане, нуклеарне електране),
4. везани за комунални отпад (депоније, сметлишта),
5. везани за пољопривредне делатности (запрашивање, ђубрење, велике фарме животиња).

Загађивачи животне средине могу да се класификују по различитим основама. Према пореклу загађивачи могу бити природни и антропогени. Према физичком стању разликујемо гасне, течне и чврсте загађиваче, а према хемијској природи можемо да их класификујемо према растворљивости, степену дисперзије и дилуције (разблажења), постојаности и реактивности према другим супстанцама. Према секторима средине загађиваче делимо на: полутанте ваздуха, полутанте воде и полутанте земљишта, а према извору одакле потичу делимо их на: продукте сагоревања горива, полутанте индустријског порекла, комунални отпад, отпад пољопривредног порекла и продукте микробијалне активности. Такође можемо их класификовати и према ефектима које имају на: директне и индиректне, токсиканте акутног и хроничног деловања, корозивне

агенсе, токсиканте са ефектима на циљне органе (блокатори нервног система, инхибитори ензима, мутагени, тератогени, канцерогени, итд.).

Тако према Kohan и Morgan-у, (2007) загађивачи се могу сврстати у пет категорија: оргнаске и неорганске загађујуће материје, органо-металик компоненте, радиоактивни изотопи и гасови. Према њиховом понашању у организму загађивачи се могу поделити на: супстанце које у организму не подлежу биохемијским трансформацијама и делују штетно као такве, и на супстанце које делује у организму преко прдуката њихове трансформације. Кроз ланац исхране загађивачи стижу до организама људи. Сматра се да око 90% штетних материја се у организам уноси храном. Овим путем се уносе загађивачи биолошког порекла као што су микотоксини и бактеријски токсини. Основна класификација загађивача је на хемијске и биолошке. Зато је велика одговорност свих стручњака који су укључени у пољопривредну производњу, а посебно оних који се баве саветодавством (Михаиловић, и сар. 2014). Пошто је најчешћи и најопаснији облик загађења животне средине хемијско загађење, стога ће се у овом поглављу посебна пажња посветити хемијским загађивачима.

Хемијски загађивачи

Хемијске супстанце доспевају у све сфере земаљске кугле различитим путевима: отпадним водама које се избацују у површинске и подземне водотокове, чврстим отпадом који се складишти на депонијама, опасаним радиоактивним отпадом који се закопава или се одлаже у напуштеним коповима, опасним гасовима и аеросолима који се испуштају у атмосферу, средствима која се користе у пољопривреди и другим начинима. Данас се користи око 100.000 различитих штетних и токсичних супстанци чији се списак сваке године повећава за 600-1000 нових назива загађивача. Синтетисане су нове супстанце (ксенобиотици) које се не налазе у природи те је њихово уклањање веома тешко, јер организми не могу да их разложе. Ту спадају пластичне материје за различите намене (кесе, боце, рибарске мреже и најлони и др.).

Најопаснија група хемијских загађивача су стабилна органска једињења (POP - Persistent organic pollutants). То се пре свега мисли на пестициде за чије разлагање и трансформацију је потребно дуго време. У хемијске загађиваче поред пестицида, убрајају се и: угљендиоксид и његови продукти, нафта и нафтни деривати, пластичне масе, детерџенти, разноврсне синтетичке органске супстанце, деривати

сумпора, нитрати, фосфати, тешки метали, флуориди, минерална материја (аеросол) и др. Токсично дејство, загађивач, има онда када доведе до биохемијских, физиолошких па и структурних промена у организму. У даљем тексту приказаћемо утицај неких од најзаступљенијих хемијских загађивача на животну средину.

Пестициди

Пестициди (латински *pestis* - куга, штетност; *occidere* - убити) су “*супстанце или смеше супстанци намењене за превенцију, уништавање, сузбијање или смањење количине штеточина*”. Пестициди су настали из потребе за већом количином хране. За разлику од већине загађујућих материја које се у радну и животну средину уносе без одређеног циља, пестициди се уносе са намером да помогну човеку, повећањем приноса у пољопривреди, воћарству, виноградарству и шумарству сузбијањем штетних микроорганизама. Утицај пестицида на биоценозу је веома сложен и разноврстан. Њихова примена довела је до промене коровске флоре и ширења отпорних врста према хербицидима, загађења елемената животне средине, уништења корисних инсеката, истребљења појединих врста птица, пре свега оних које се хране рибама. Последњих година користе се све веће количине пестицида по јединици површине, уз малу или скоро никакву контролу њиховог утицаја на микро свет у земљишту. Поред доминантне (90%) примене у пољопривреди, пестициди се примењују у шумарству, дрвној индустрији, индустрији прехранбених технологија, ветерини и комуналној хигијени.

Због свог штетног деловања на сав живи свет, основни задатак мултидисциплинарних научних области је да се утврде потенцијалне и реалне опасности од средстава за заштиту биља. Примена пестицида у пољопривреди није новина, јер прва средства која су се примењивала датирају још из периода Нома, када су се користила средства на бази сумпора против болести и то је ткз. доба сумпора. Након овог периода, од 1882. године, развија се доба бакра, који се највише користио у воћарско - виноградарској производњи. Од тог периода почиње индустријска синтеза пестицида. Прва група пестицида била је на бази тешких метала (жива, олово, арсен и др), односно минерална уља и сумпор. Са развојем хемијске индустрије и технологије заштите биљака развила се и друга група орвано-хлорних пестицида. Тако су се први пут у природи појавиле сасвим стране и непознате супстанце, чији ефекат се ни до данас не може предвидети и контролисати. Трећу најновију генерацију пестицида чине пестициди који су производ генетских манипулација микроорганизмима и који

нису дозвољени да се примењују у органској пољопривредној производњи иако носе назив биопестициди.

Данас се под појмом пестициди подразумева, да су то производи хемијског или биолошког порекла намењени за спречавање, сузбијање и уништавање организама штетних за биље, биљне производе и плодове, дрво и производе од дрвета на отвореном и у затвореном простору, као и сузбијање или уништавање непожељних врста биљака и других организама.

Пестициди могу да се класификују по више основа. Према томе колико организама сузбијају деле се на:

1. селективне пестициде - сузбијају само одређене организме (једногодишњи широколисни корови) и
2. неселективне пестициде - сузбијају све сродне организме (све биљке са којима дођу у додир).

Према томе колико дуго остају активни у животној средини деле се на:

1. резидуалне или перзистентне - остају активни недељама или годинама после примене и
2. нерезидуалне или неперзистентне - брзо се разлажу после примене.

Према начину продирања и дејству пестициди се деле на контактне (уништавају штеточине додиром), дигестивне (продиру преко желудачно-цревног тракта) и системске (погађају или уништавају штеточину преко неког од његових система). На исти начин се хербициди деле на контактне, системске и семенске.

Са становишта заштите људи установљене су четири групе пестицида на основу степена токсичности који се изражава у ЛД₅₀ (летална доза која убија 50% испитиваних јединки) и то:

1. нетоксични (безопасни), чији је ЛД₅₀ већи од 1000 мг.кг⁻¹,
2. средње - токсични (опасни), чији је ЛД₅₀ од 200 до 1000 мг.кг⁻¹,
3. јаче - токсични (врло опасни), чији је ЛД₅₀ од 50 до 200 мг.кг⁻¹ и
4. високо - токсични (најопаснији), чији је ЛД₅₀ мањи од 50 мг.кг⁻¹.

Такође, могу се класификовати и према хемијском саставу (ОФЈ, карбамати, дитиокарбамати, ОХЈ, пиретрини, динитрофеноли, деривати фенокси сирћетне киселине, дипиридили, триазини,

кумаринска једињења, деривати уреје, фталимида, једињења Hg, Cu, As, F, S), али и према намени (хербициди, инсектициди, фунгициди, родентициди, арборициди, акарициди, нематоциди, дефолијанти, десиканти, хемостерилизанти, репеленти, алгициди, бактерициди, молусциди).

У односу на које штетне организме у циљу заштите гајених биљака делују, пестициди се деле на три основне групе: хербициди, фунгициди и инсектициди.

Хербициди су намењени за сузбијање зељастих и дрвенастих корова, алги, маховина, лишајева и паразитних цветница. Први хербициди су синтетизовани 1942. године. Од тада до данас је развијено више стотина активних материја које делују као хербициди који су постали најпримењиванија група пестицида у пољопривредној производњи. Хербициди због свог начина деловања и примене неминовно доспевају у земљиште. Земљишни комплекс представља средину у којој се они таложу или представља резервоар нарочито перзистентних облика док се не трансформишу, транслоцирају или на неки други начин не уклоне из земљишта. Већи број истраживача сматра да хербициди негативно утичу на цео агрокосистем и мењају га, јер количине које доспевају у земљиште превазилазе његову способност за самопречишћавањем (Andersen, 1978; Милошевић и сар., 1995).

Фунгициди су намењени за сузбијање гљива проузроковача биљних болести. Током 19. века у употребу улазе сумпор и бакар, тзв. "неорганска ера", а 1885. године проналазак "Бордовске чорбе" представља и почетак индустријске производње фунгицида. Четрдесетих година 20. века почиње ера органских фунгицида која траје до данас. Једињења која служе заштити од проузроковача биљних болести деле се на фунгистатичке (зауштавају пораст паразитне гљиве) и фунгицидне (уништавају патогену гљивицу). Коришћењем фунгицида у циљу сузбијања патогених, на исти начин се уништавају и корисне микоризне гљиве, чиме се прави велика штета у исхрани биљака.

Инсектициди су намењени за сузбијање штетних инсеката. Развој инсектицида уско је везан за бројна открића у хемији и нагли индустријски развој у појединим земљама као што су Немачка, Енглеска, УСА у периоду последњих деценија 20-ог века и прве деценије 21-ог века. Један од најзначајнијих и најпознатијих инсектицида, ДДТ, из групе ароматичних угљоводоника уведен је у производњу 1942. Пиретроиди, карбамати, органофосфати се развијају педесетих и шездесетих година 20-ог века, а у последњој деценији развили су се и неоникотиноиди.

Због различите намене пестицида и начина апликације, може се рећи да утичу веома много на стабилност екосистема. Према већем броју истраживања утврђено је да велике количине пестицида испаравају са површине земљишта (60-80%) и површине биљака (20-22%) и остају у ваздуху на честицама водене паре, те се налазе у киши и снегу или се премештају ваздушним струјама у друге регионе. Према подацима пестициди на бази метил - бромида могу да учествују у оштећењу озонског омотача. С обзиром да је данас одобрена, само на тржишту Западне Европе, продаја и употреба око 600 различитих пестицида, а да је број произвођача пестицида далеко већи, њихова примена мора бити строго контролисана. С обзиром да се поједине површине прскају пестицидима по неколико пута, владе појединих земља су донеле мере за смањење употребе пестицида до 50%. У неким земљама, у зависности од отровности препарата прописује се минимална удаљеност третиране површине од површинских вода које се крећу од 20, 50 и 100 метара (Schmidt, 1990; Bugarin *u cap.*, 2009).

Још већа опасност по екосистем је примена вишенаменског прскања када се меша више врста пестицида (нпр. фунгициди и инсектициди). Овим смртоносним „коктелима“ јако је тешко израчунати каренцу и предвидети њихово понашање у екосистему. Глобални проблем представља коришћење пестицида у неразвијеним земљама и то пре свега оних врста пестицида који су забрањени у развијеним земљама (75% пестицида који се користе у неразвијеним земљама нема дозволу за коришћење у УСА и ЕУ). Такав је нпр. инсектицид ДДТ који је избачен из употребе седамдесетих година прошлог века. Штетност овог инсектицида се повезује са изазивањем канцера и мушком стерилношћу. Осим тога, обавеза наше земље пре приступања ЕУ, јесте да усагласи сва законска и подзаконска акта, посебно у руралним подручјима који су и најосетљивији за примарну пољопривредну производњу. (Cvijanović *u cap.*, 2014).

Непоштовање каренце (минималан број дана од третирања неким препаратом до тренутка када је дотична биљка здравствено исправна за јело) и неконтролисано прскање доводе до тога да се пестициди нагомилавају у концентрацијама знатно већим од дозвољених. Једна од посебно угрожених средина пестицидима јесте земљиште. У земљишту се врши акумулација пестицида или производа њихове трансформације посебно перзистентних пестицида који се касније транслоцирају преко корена у биљке (Шовљански, 1993).

Нагомилавање пестицида у земљишту проузрокује следеће потешкоће:

1. преношење дела пестицида у следеће усеве са могућношћу нагомилавања или фитотоксичног дејства,
2. негативан утицај на земљишне макро и микро организме,
3. испирање и доспевање у подземне воде, које могу да се користе и као вода за пиће,
4. високо и непажљиво уношење може да изазове дугогодишње неповољне ефекте на плодност и квалитет земљишта.

Спирањем са земљишта пестициди доспевају у воде, одатле преко зоо и фитопланктона у рибе и на крају у човека. Неки водени организми могу да садрже органохлорна једињења у концентрацијама и до 10.000 пута већим од концентрација у води. Пестициди се нагомилавају на непроточним или слабо проточним местима - нерегулисаним деловима река, плитким и мочварним местима, у мањим вештачким и природним језерима и сл. Они се на овим местима у највећим количинама налазе у пролеће и лето, што се повезује са њиховом интензивном применом у пољопривреди у тим годишњим добима. Стабилност пестицида у води зависи од физичко-хемијских особина препарата, доза и технологија примена, типа земљишта, метеоролошких услова, површинских активних супстанци, брзине протицања, рН вредности, присуства кисеоника и др. Нажалост, у Србији не постоји организовано сакупљање одбачене амбалаже пестицида, која често може да се нађе у коритима речица и потока.

Количина пестицида која оптерећује животну средину, као негативан ефекат апликације, зависи од дозе, особина препарата, а такође од квалитета третмана, односно квалитета и савремености коришћених машина (Бугарин *и сар.*, 2008). Квалитет машина за апликацију пестицида у тесној је вези с исправношћу, подешеношћу, техничким решењем и савременошћу машина које утичу на прецизност дистрибуције, тачност дозирања и величину губитака.

На основу досадашњих резултата истраживања утврђено је да пестициди утичу на појаву хроничних обољења, алергијских, канцерогених, појаву мутаната, па чак и смртност. Пестициди могу доспети у организам кроз дисајни систем, кожу, и путем исхране. Пестициди као што је линдан доводи до поремећаја рада жлезда са унутрашњим лучењем, органски фофати негативно делују на психо - физичко стање, атразини делују негативно на унутрашње органе, рад јетре и бубрега.

У оквиру истраживања које су спровели у Француској Mickael Henry и Axel Decoutre, а чији резултати су објављени у часопису Science 30. марта. 2015. године, утврђено је да инсектицид Cruiser

OSR, који има активну суспензију тиаметоксам, изазива збуњивање пчела и бумбара који након апликације овим инсектицидом нису у стању да се врате у кошнице. Популација пчела и бумбара чији је удео у опрашивању биљака цветница 80% знатно се смањила у протеклих неколико година пре свега у Европи и УСА. (<http://www.euractiv.rs/>).

Проучавања деловања пестицида на микробиолошку заједницу и њену активност имају вишеструки значај. Прво, из ових истраживања добијају се егзактни подаци о деловању пестицида на ову врсту корисних организама, који се даље користе за процену ризика од загађења животне средине. Друго, оваква истраживања омогућавају да се сагледају стварне промене у микробиолошкој популацији које настају под утицајем једнократне или вишегодишње примене пестицида у пољопривредној производњи. И треће, на основу утврђених промена дају се препоруке за превазилажење насталих проблема (Carbonelli *и сар.*, 2000; Struthers *и сар.*, 1998). Токсично деловање пестицида може довести до смањења бројности и заустављања развоја, осиромашења таксономског састава, стварања заједница са нижим степеном разноврсности и смањеном физиолошком активношћу (Kodoma *и сар.*, 2001; Fliebach *и Mader*, 2004).

Регистрација, контрола, промет, увоз и примена пестицида у пољопривреди и шумарству, као и послови од јавног интереса у овој области у Републици Србији регулисани су Законом о средствима за заштиту биља (Сл. гласник РС, бр. 41/2009). Да би се стекао утисак о количини пестицида који се троше на територији Србије, на годишњем нивоу, послужиће подаци из извештаја о стању животне средине у Републици Србији, који говоре да су то количине од око 10.000 т/год. У нашој земљи апликацију пестицида додатно компликује недовољан технички ниво уређаја за апликацију, као изостанак тестирања нових машина и најчешће нестручност особља која рукује машинама и средствима (Sedlar *и сар.*, 2009).

Крајем 2013. године у Србији је било регистровано 1.100 производа, од чега 51 % потичу од интернационалних генетичких компанија (преко увозника и заступника), 26 % од интернационалне развојно-истраживачке компаније (SECPA) и 23% потичу од домаћих произвођача. Према подацима којима располаже ПКС, у 2013. години се највише увозило из земаља ЕУ (Немачка, Француска, Шпанија, Белгија, Италија, Велика Британија), око 65% вредности, затим из Кине 19 %, Швајцарске 7% и Израела 6%.

Просечна годишња потрошња пестицида доста варира у зависности од културе која се гаји, примењене технологије, врсте и карактеристике самог препарата. Код гајења ратарско-повртарских

култура потрошња је нижа, али код гајења интензивних култура (шећерна репа), или гајења са пострном сетвом просечна потрошња пестицида значајно је већа. Нарочито је висока потрошња пестицида у производњи воћарских култура и винове лозе. Код заштите осетљивог воћа (јабуке) у просеку се годишње третира 10-12 пута, а у неповољним кишним годинама 15-16 пута. Код заштите брескве или вишње, број третмана је упола мањи, али у случају лоше и непрецизне апликације и 5-6 третирања могу да угрозе животну средину. Према наводима Ружића и Познановића (2009), просечна годишња потрошња пестицида је 4-10 кг/ха. Препарати који се користе у ову сврху углавном припадају отровима треће групе.

Нафта

Нафта и нафтна постројења су све већи извор загађења у целом свету. Доводе до уништавања свих видова екосистема. Индустрија нафте и природног гаса обухвата низ сложених технолошких процеса који су потенцијална жаришта загађења и представљају ризик за људско здравље и животну средину (Albers *и сар.*, 2007). Приликом вађења, транспорта, обраде и примене нафте могу се изазвати еколошке катастрофе, било да се ради о насталом отпаду или случајним хаваријама. Од укупне годишње производње сирове нафте, која је рецимо 2010. године износила 3,91 милијарди тона (BP Statistical Review of World Energy, June 2011), процењује се да 0,1% доспева у животну средину као резултат антропогених активности (Ward *и сар.*, 2003).

Нафта је сложена смеша различитих угљоводоника алканског, циклоалканског и ароматског реда и сродних компоненти који се уобичајено групишу у четири фракције: засићена фракција, ароматична фракција, једињења азота, сумпора и кисеоника (NSO једињења) и асфалтени (Рајковић, 2009).

Фракција засићених угљоводоника садржи највећим делом алкане нормалног и рачвастог низа и циклоалкане (нафтене), док ароматична фракција углавном садржи моно и полицикличне угљоводонике који могу да имају и алкил - бочни низ. NSO једињења су високомолекуларна ароматска једињења са већим бројем кондзованих ароматичних прстенова. Асфалтени су високомолекулска ароматична једињења или смеше једињења са већим бројем кондзованих ароматичних прстенова и већим бројем хетероатома и присутни су у малим количинама у нафти.

Карактеристика нафте је да она има мању густину (670-980 кг/м³) од воде. Деривати нафте као што су бензин и млазна горива

имају још мању густину, јер поседују више лакших угљоводоника. Због тога нафта се тешко раствара у води, већ плива по површини воде. Са аспекта изливања нафте и њеног понашања у екосистему важна је вискозност нафте, која је већа од вискозности воде. Ова особина условљава брзину и начин кретања нафте кроз порозну средину као што је змљиште.

Утицај нафте на животну средину је изузетно негативан, пре свега због тога што је нафта токсична за скоро све облике живота као и због тога што може утицати на климатске промене. Људи још немају потпуну свесност колико је нафта штетна за цео свет, а нарочито за водени екосистем. То би се могло променити када би почели више да користе чистије видове енергије као што су земни гас и биодизел. Нафта се прожима кроз практично све аспекте данашњег живота, нарочито у великој мери је заступљена у областима транспорта и грејања. Сагоревање великих количина нафте доводи до стварања великих количина угљен диоксида који задржава топлоту у атмосфери. Приликом експлоатације и сагоревања нафте и нафтних деривата осим воде и угљен диоксида стварају се и додатна једињења која су токсична. Примери ових једињења су угљен моноксид и метан. Метан задржава топлоту пуно ефикасније од угљен диоксида. Чађ, која такође, настаје сагоревањем нафте има канцерогени ефекат. Осим тога чађ настала сагоревањем нафте спречава сунчеву светлост да допре до земље, што такође може довести до хлађења земљине атмосфере. Високе температуре које се створе приликом процеса сагоревања нафте доводе до оксидације азота који се налази у ваздуху при чему се ствара азотсубоксид, који заједно са сумпордиоксидом и са водом у атмосфери доводи до појаве киселих киша. Киселе кише обично су кобне за дрвеће, језера и живот у њима, доводе до убрзане корозије машинерије и до постепеног пропадања археолошких налазишта.

Изливањем нафте настају нафтне мрље које доводе до катастрофалних последица. Термин нафтне мрље се најчешће користи у случају када се нафта пролије у океан или приобалне воде, међутим мрље се могу појавити и на копну. Најчешће су последица изливања сирове нафте из танкера, нафтних платформи и бушотина. Нафтним мрљама се такође сматрају и мрље од рафинисаних нафтних производа и њихови нуспроизводи, мрље од тешких горива које користе велики бродови или мрље од било каквих отпадних уља. Чишћење и опоравак од нафтних мрља је тежак процес и зависи од много фактора. Неки од тих фактора су врста проливане нафте, температура воде (која утиче на испаравање и биодеградацију), тип

обале и плаже. Процес чишћења може да потраје недељама, месецима или чак годинама.

Изливањем нафте на површину земљишта долази до нарушавања његове структуре, затварања пора и слепљивања честица земљишта. Тиме се мења режим кретања и количине кисеоника што изазива изумирање аеробних организама који својим животним активностима утичу на стање земљишта и судбину нафте у дубљим слојевима (Марковић *и сар.*, 1996).

Полициклични ароматични угљоводоници могу бити у земљишту у различитим формама и то као: појединачни полутанти, у облику филма, адсорбовани на честицама колоида, адсорбовани на органској материји, растворени у течној фази у земљишту (Cuypers *и сар.*, 1998). Адсорпција полицикличних ароматичних угљоводоника на површини земљишних честица директно је везана са садржајем угљеника и микробиолошком активности земљишта (Stringfellow *и Alvarez-Cohen*, 1999).

Приликом изливања нафте у воду полициклични ароматични угљоводоници образују са водом праве растворе, док други угљоводоници стварају емулзије. Деривати се у води излажу биогеном разлагању и оксидативној деградацији. При томе настају нафтенска киселина, феноли, карбонилна и друга једињења која се обично добро растварају у води. Зато се временом састав растворених деривата у води мења.

Након изливања нафте на површину воде, под утицајем спољашњих фактора долази до испаравања лакших фракција (са нижом тачком кључања), густина нафте се повећава и она тоне на дно (Дорчић, 1987 У овако измењеним еколошким условима у водама долази до помора риба и других фитопланктона. Различита истраживања су показала да се смртност икре харинге у води која је садржала различите врсте сирове нафте и њихове фракције при концентрацији од 0,5 μl растворених угљоводоника на литру воде у првих 3 до 4 дана кретала између 70 и 100%. Већина младих ларви била је деформисана и неактивна, док су ларве настале из икре при концентрацији нафте од 0,1 $\mu\text{l/l}$ угинуле у року од 24 сата. Огроман број птица постаје жртва загађивања нафтом, при чему од хроничног загађивања годишње угине више птица него при појединим катастрофалним изливањима. Према постојећим проценама услед загађивања нафтом у северном мору и северном Атлантику годишње угине од 150 хиљада до 450 хиљада морских птица.

Присуство нафтене мрље може утицати не само на физичко хемијске и хидролошке услове у водама, већ и на климу Земље, на баланс кисеоника у атмосфери. Колико су катастрофалне размере

загађења нафтом говоре подаци да ја довољно само 8 грама нафте да се загади кубни метар мора, а кубни метар испуштене нафте исцрпљује кисеоник из 400.000 кубних метара мора. Последице које настају изливањем нафте осећају се деценијама. Тако рецимо, последице изливања око 42 милиона литара нафте из танкера Ekson-Valdez, након насукивања код обале Аљаске 1989. године осећају се и данас. И последњу деценију је обележила еколошка катастрофа изливања нафте у Мексичком заливу 2010. године која је оставила велике последице по животну средину. Подручја загађена угљоводоницима споро се враћају у првобитно стање, а потпуни опоравак може трајати и неколико година (сл. 11).

У Србији је након НАТО агресије 1999. године, када су бомбардована нафтна постројења Рафинерије у Новом Саду јако велика количина нафте и њених деривата доспела у екосистем (што изливањем, што при сагоревању). Том приликом је рафинерија нападнута 12 пута са укупно 250 пројектила разорне моћи. Према процени стручњака од 73.569 тона нафте и деривата изгорело је око 90%, изливано на земљиште око 9,9 % (Anon, 2000).



Слика 11. Изглед земљишта након опадања Дунава на подручју Ратног острва Нови Сад (преузето Далмација *и сар*, 2004).

Такође утврђено је да је бензинима загађено око 8.500 м², што је веома значајно имајући у виду брзину продора бензина кроз песак и могућност загађења подземне воде. Сирова нафта се излила на много већу површину од 51.000 м², али она споро продире кроз земљиште и тиме представља мању опасност по загађење подземне воде. Остали

нафтни деривати (керозин, дизел, мазут и горива), који су се излили на површину од око 35.000 м² могу представљати проблем, с обзиром да поједине компоненте ових деривата брзо продиру кроз земљиште, посебно кроз песак.

Већ је речено да је трансформација нафте која је доспела у екосистем спор процес. Начини на који се нафта елиминише из екосистема су: испаравање, растварање, емулговање, дисперзија, таложeње, оксидација и микробиолошка деградација.

Тешки метали

Међу великом количином опасних и штетних материја важно место заузимају тешки метали. То је веома хетерогена група елемената у погледу биолошког и еколошког дејста. Тешки метали су токсични, нису биоразградиви и имају веома дуго полувреме живота у земљишту и као такви загађивачи у радној и животној средини су озбиљан здравствени и еколошки проблем (Ram *и сар.*, 2000).

Под термином тешки метали сматрају се сви метали чија је густина већа од 5 г/цм³ (Thornton, 1995). Због високе токсичности, у ову групу метала сврставају се још и берилијум (1, 85 г/цм³) и металоиди арсен и антимон (Вукмировић, 1997). У већини земљишта, биљкама и животињама тешки метали се налазе у ниским или врло ниским концентрацијама (реда величине мг/кг и мање) и зато се називају „елементи у траговима” (Phipps, 1981). Од елемената у траговима у некорисне и токсичне метале спадају кадмијум, олово, хром, жива и металоид арсен.

У последњим деценијама интензивно су проучавани бакар, цинк, гвожђе, манган, молибден, бор, кобалт, никл, олово, кадмијум, хром, арсен, жива и селен, док су, са становишта екологије, бакар, цинк, олово и кадмијум од највећег интереса због веома честог загађења вода и земљишта и уласка у ланац исхране (He *и сар.*, 2005). Високе концентрације тешких метала су екстремно токсичне, због њихове растворљивости у води, лако их усвајају биљке и животиње, концентришу се у ткивима, реагују са биомолекулима као што су протеини и нуклеинске киселине.

Верује се да су то најстарији токсини познати човечанству (олово се користило 2000. год. пне при добијању сребра). Хипокрит је први 370. год. описао стомачне проблеме код особа које су копале руду. Арсен се помиње у радовима Плинија Старијег и Теофрастуса из Ербе, а користио се и за украшавање египатских гробница. Кадмијум је тек релативно касно (1870. године) постао познат као метал, а данас предстаља велики проблем у екосистему.

У животну средину доспевају природним и антропогеним путем који је доминантнији. У земљиште природно доспевају процесом педогенезе из стена и минерала, затим усвајањем путем корена у биљке, а преко њих у организме животиња и човека. Тешки метали у животну средину доспевају из различитих антропогених извора као што су коришћење транспортних средстава, сагоревање фосилних горива, рудника и топионица и производње обојених метала, прикупљања урбаног и индустријског отпада, коришћењем отпадних муљева и вода и употребом ђубрива и пестицида у пољопривреди (Kuang *и сар.*, 2004) (таб. 3). Употреба минералних и органских ђубрива (Cu, As) и коришћење прерађених муљева из отпадних вода (Cu, Cd, Fe, Pb) доприноси загађивању пољопривредног земљишта тешким металима (Gimeno-García *и сар.*, 1996). У другој половини прошлог века као инсектицид је доста коришћен олово - арсенат, док се данас примењују соли бакра и неорганско - органски фунгициди на бази калаја, живе, мангана и цинка (Ђуришић - Младеновић, 2012).

Табела 3. Врсте тешких метала који се емитују из различитих облика производње.

Врста производње	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Sn	Zn
Производња папира	-	+	+	+	+	+	-	-
Петрохемија	+	+	-	+	+	-	+	+
Производња хлора	+	+	-	+	+	-	+	+
Производња ђубрива	+	+	+	+	+	+	-	+
Железаре и челичане	+	+	+	+	+	+	+	+

(Извор: <http://www.poliklinika-harni.hr/Teski-metali.aspx>).

Оптерећење елемената екосистема (атмосфере, земљишта и вода) антропогеним емисијама ових метала и њихов улазак у ланац исхране, угрожава биодиверзитет, а посебно производњу хране. Најзначајнији класични контаминанти су As, Cd, Pb, Hg и о њима ће бити речи детаљније у даљем тесту. У контаминанте могу се убројати још Cr, Co, Be, Al, Se, Br, Ba, као и неки анјони типа NO₂, NO₃, CN, F и азбест.

Арсен је 52-и елемент по заступљености у Земљиној кори у којој његов садржај варира од 0, 5 до 2, 5 мг/кг. Арсен спада у високо токсичне елементе за човека. Може се унети у организам путем хране или пијаће воде, а проузрокује мутагене, канцерогене и тератогене ефекте. Најчешћи здравствени проблеми су неуролошке тегобе, кардиоваскуларне болести, респираторни поремећаји и др. (Smith *и сар.*, 2000). Његова једињења са водоником, кисеоником и сулфидима

су веома отровна за живе организме и изложеност организама чак и малим дозама оксида арсена може да изазове смрт. Главне изворе загађења земљишта арсеном представљају топионице бакра и цинка, сагоревање угља, а такође и употреба пестицида на бази арсена и фосфатних ђубрива. У близини рудника и топионица садржај арсена може достићи и 20.000 мг/кг (Smith *и сар.*, 1998).

Кадмијум у екосистем доспева из индустрије при сагоревању угља и одлагањем различитог отпада. Највеће количине овог елемента налазе се у лиснатим деловима биљака, а у организму истискује калцијум чиме кости постају кртије и лакше се ломе. Кадмијум и његове соли представљају високотоксичне супстанце које подједнако угрожавају људе и животиње. Око 15 мг кадмијума по килограму намирнице испољава токсично дејство, при чему је од посебног значаја његов антагонистички однос према цинку и другим есенцијалним катјонима. Кадмијум није нађен у организму новорођенчета, али се у телу 50-тогодишњака налази између 20 и 30 мг. Ова количина се постепено уноси углавном намирницама. Средњи садржај кадмијума у земљишту износи 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Различита минерална ђубрива садрже релативно велике количине кадмијума што се нарочито односи на фосфорна ђубрива. Кадмијум се у сладководним биљкама налази у границама од 0,15-342 мг на 1 кг суве материје, уз постојање добре корелације са укупним концентрацијама у води и биљним ткивима. Присуство мангана и гвожђа у води инхибира адсорпцију кадмијума, док цинк и кобалт не утичу. Кадмијум је за биљке мање токсичан од метил-живе и бакра и по токсичности је раван са оловом, никлом и тровалентним хромом. Токсичност се може објаснити способношћу да замењује цинк везан за протеине, обзиром да додавање цинка значајно смањује повреду ћелија. Селен може појачати деловање кадмијума док кадмијум инхибира токсичност бакра. Првенствено се акумулира у ткивима главних унутрашњих органа, а не у мишићима. Риба млађ је осетљивија од полно зрелих примерака или икре.

Олово се у природи најчешће појављује као јон Pb^{2+} , у стенама се због израженог афинитета према сумпору налази у минералима сулфида. Олово је елемент у траговима у Земљиној кори чији је просечан садржај процењен на 15 мг/кг (Kabata-Pendias и Pendias, 2001). Поред сагоревања оловног бензина у моторима са унутрашњим сагоревањем, значајни антропогени извори олова су рудници и топионице, индустријски процеси, коришћење отпадних муљева у пољопривреди. У прошлости је значајан извор олова у земљишту представљала употреба олово арсената као инсектицида и оловних пигмената у бојама. Може се наћи и као продукт при глазури у току

производње керамике. Олово је кумулативни отров чије се штетно дејство највише испољава код деце. Хронични ефекти који се јављају услед дуготрајног уношења олова у организам укључују неуролошке и гастроинтестиналне тегобе, анемију, оштећење бубрега, сметње у психо - физичком развоју деце (Hanninen *и сар.*, 1979).

Жива је веома опасан метал који у екосистем доспева из инструмената за мерење температуре, батерија, прекидача, сијалица, из производње тканине где се користи као конзерванс, индустрије боје или из производње пестицида где представља важну компоненту. Жива је једини метал који се на собној температури налази у течном стању (Risher *и сар.*, 2005). У животној средини је широко распрострањена, а присутна је у елементарном, неорганском и органском облику. Један је од најопаснијих загађивача и може се пронаћи у свим Земљиним сферама, јер у животну средину доспева из природних и из антропогених извора (Rasura *и сар.*, 2010). Овај тешки метал биогеохемијским циклусом кружи у Земљиним сферама (Clarkson *и сар.*, 2003), при чему долази до претварања живе из елементарног облика у неорганска и органска једињења. Природни извори живе су првенствено ерупције вулкана. ерозија тла, ослобађање из стена које садрже живу и бактеријска разградња органских живиних једињења (Rasura *и сар.*, 2010; Pigone *и сар.*, 2010). У антропогене изворе спадају експлоатација живе из живиме руде, сагоревање фосилних горива, индустрије која користи живу у технолошким процесима, термоелектране, спаљивање отпада, рудници и рафинерије злата и сребра, производња цемента, прерада сулфидних руда итд. (Rasura *и сар.* 2010; Pigone *и сар.*, 2010). Испуштање живе у животну средину из антропогених извора је најчешће директно, у облику отпадних вода, испуштања плиндова и одлагања чврстог отпада који садржи живу.

Сва једињења живе су високотоксична за водене биљке. Тако, на пример, концентрација живе-хлорида од 0,002-0,25 мг/дм³ проузрокује заустављање раста. Органска једињења живе по правилу су токсичнија од неорганских. Релативна количина органских једињења живе у морским и слатководним бескичмењацима веома је променљива. Метил-живу бескичмењаци адсорбују са храном или непосредно из воде, интензивније него неорганска једињења. Темпо акумулације повећава се са порастом температуре воде, а темпо елиминације из организама је нижи од елиминације неорганских облика. Акутна токсичност живе-хлорида за морске и слатководне бескичмењаке зависи од врсте, стадијума развоја и услова животне средине. Повећање тврдоће воде смањује токсичност једињења живе за

слатководне бескичмењаке, мада је антагонизам жива/тврдоћа воде значајно нижи него за многе друге метале.

Пластичне масе и пет боце

Процес урбанизације који непрекидно траје током последњих десет хиљада година представља континуиран процес загађивања свих медијума биосфере, најчешће кроз генерисање најразличитијих загађивача и, посебно, пластичних маса и пет боца. ПВЦ (поливинил хлорид) је канцероген, а бисфенол А (БПА) може пореметити ендокрине функције, изазвати отпорност на инсулин и повезан је са срчаним обољењима. Пластика се разграђује споро у природи и у неким случајевима може остати иста стотине хиљада година. Повећање отпада од пластике постао је озбиљан светски проблем. У градовима пре само десет година живело је 2,9 милијарди људи и сваки становник града је генерисао дневно у просеку 0,64 кг чврстог комуналног отпада (0,68 милијарди т на годишњем нивоу). Међутим постоје процене да ће до 2025. године у градовима живети бар 4,3 милијарди људи, те да ће сваки становник града дневно у просеку генерисати 1,42 кг чврстог комуналног отпада (2,2 милијарде т на годишњем нивоу) (The World Bank, званична web презентација).

Количина као и доминантна врста генерисаног отпада се разликују у различитим деловима света и углавном зависе од степена економског развоја једног друштва, те доступности савремене науке, технике и технологије (Вујић и Миловановић, 2012). У последњих педесет година XX века производња пластичних материјала на светском тржишту порасла је на годишњем нивоу са 5 на готово 100 милиона т (World Energy Council, 2007), а најновији извештаји указују да је само у 2011. години било произведено чак 280 милиона т пластичних материјала у целом свету, те да ће тренд продукције пластичних материјала у свету расти годишњом стопом од бар 4% у периоду до 2016. године. Због оваквог тренда у будућности ће нам бити неопходни нови и неупоредиво ефикаснији механизми за санацију проблема пластичног отпада. Загађивање пластичним материјалима може се сматрати значајним еколошким проблемом јер је пластика постала саставни део биосфере, а негативни ефекти пластике на живи свет, природна станишта и популације људи, већ су одавно доказани и илустровани у бројним савременим истраживањима (Mee *u cap.*, 2007; Moore, 2008; Talsness *u cap.*, 2009).

ПЕТ амбалажа представља посебан проблем због немогућности разградње природним путем, али и због тога што својом запремином због фреквентног генерисања оптерећује депонију више него било

који други отпад, док са друге стране представља веома тражену секундарну сировину. Основни узорак генерисања велике количине отпадне ПЕТ амбалаже је све популарнија замена стаклене амбалаже ПЕТ амбалажом.

Поновно искоришћавање и посебно - рециклажа пластичног отпада су веома значајни начини за заштиту животне средине од претераног нагомилавања пластичног отпада. Рециклажа има еколошки, економски и друштвени значај. Повећањем стопе рециклирања пластичног отпада постижу се бројни позитивни ефекти међу којима су најзначајнији свакако редукација генерисања гасова стаклене баште, чувају се и рационалније користе природни ресурси, смањују се количине резидуалног отпада који се одлаже на депонијама, а тиме се јасно штите земљиште и геолошка подлога од деградација специфичних за формирање и одржавање депонија отпада.

Рециклажа је најмлађа индустријска грана у Србији и једина која у време економске кризе, према званичним подацима, бележи раст. У периоду 2012-2015. године у овој индустрији је запослено више од 10.000 људи. У Србији данас постоји 2.200 предузећа које се баве сакупљањем и рециклажом отпада, што је огроман напредак у односу на рецимо 2009. годину, када је у Србији било регистровано само 200 оваквих предузећа. Поред стручњака, инжењера и еколога, рециклажна индустрија упошљава и сакупљаче секундарних сировина широм Србије, који често потичу из маргинализованих друштвених група, тако да им учествовање у рециклажи пружа извор прихода, социјалну заштиту и укључује их у легалне токове рада.

У новије време активно истраживање и развој усмерени су на тзв. биоразградиву пластику. Према дефиницији Америчког друштва за тестирање и материјале (АСТМ), биодеградабилна пластика је свака пластика коју могу да разграде микроорганизми, као што су бактерије, гљивице и алге, које постоје у животној средини.

Емергентне материје

Индустријске емергентне материје су специфична група једињења препознатих као загађујуће материје, које се континуирано генеришу из различитих индустријских грана (хемијска, петрохемијска, метална и фармацеутска) (Војиновић Милорадов *и сар.*, 2011а) и антропогеном активношћу и доприносе сталној контаминацији воде, ваздуха, биосистема и човека. Путем отпадних вода уносе у све сфере животне средине, а њихово понашање и (еко) токсиколошки ефекти су још увек непознати и у фази су истраживања.

Емергентне материје су прво детектоване у површинским водама великих речних сливова, а касније су њихове резидуе квалитативно регистроване и у земљишту, ваздуху, седименту, речном муљу и другим абиотским, али и биотским матриксама (Михаиловић и Fries, 2012).

У емергентне материје се сврставају супстанце које су присутне у свакодневном животу (Fries и Михаиловић, 2011) као што су: различити фармацеутски производи, дезинфекциона средства, производи за личну и кућну хигијену, детерџенти, успоривачи горења, наноматеријали, пестициди, пластификатори, антикорозиви и други. Иако већина емергентних материја има релативно кратко време полуживота, сврставају се у псеудоперзистентне загађиваче због знатно веће брзине уноса од брзине разградње (Војиновић Милорадов *и сар.*, 2011ц). Проблем у вези са псеудоперзистентним индустријским загађивачима је недостатак релевантних токсиколошких студија које би пружиле неопходне податке о механизмима деловања емергентних материја на живи свет, у дужем временском периоду (Војиновић Милорадов *и сар.*, 2011б).

Код нас су такође оскудна истраживања емергентних материја и њиховог утицаја на животну средину. Војиновић-Милорадов *и сар.* (2014) су спровели прелиминарни скрининг површинске воде Дунава у околини Новог Сада и регистровали преко 140 различитих органских емергентних хемикалија. Присуство у површинским водама и миграција у подземне воде, као и могућност доспевања у изворишта пијаће воде, могући су начини уноса емергентних материја и у организам човека што може довести до озбиљних здравствених тегиба.

Остали загађивачи

Органске материје као органски отпад у облику отпадних вода доспевају у водену средину из индустрије (кланице, сточарство, хемијска индустрија, индустрија шећера и коже). Органски отпад се углавном разграђује природним путем и не представља већу опасност. Проблем се јавља код мањих водотокова који нису у стању да пречисте огромне количине органског отпада што може довести до потпуног уништења екосистема. Неки загађивачи се тешко разграђују и доводе до дуготрајне контаминације животне средине што за последицу има штетне ефекте по здравље људи (пестициде, тешки метали, детерџенти).

Узроци физичког загађивања животне средине су многобројни. Чађ и прашина су посебан облик физичког загађивања са хемијским

дејством. Прашину чине ситне честице настале разгрдањом различитих материјала и распршене у атмосфери. Посебно опасну групу чине честице азбеста, стакла, креча, цемента као и прашине органског порекла: вуна, памук, брашно. Чађ настаје непотпуним сагоревањем фосилних горива (угаљ и нафта), и има канцерогено дејство.

Посебан облик физичког загађивања је термичко загађивање које представља свако повишење температуре изазвано људском делатношћу. Испуштање прегрејаних вода из нуклеарних и термоелектрана у природне водотокове доводи до загревања тих вода што има за последицу смањење укупне количине кисеоника. Такође, повећан интензитет саобраћаја на градским улицама током летњих месеци утиче на то да је температуре и до 10 °Ц виша у односу на температуре околине.

Бука је још један облик физичког загађења јер је то звучно-таласно кретање, и изазива штетне ефекте на чуло слуха и на психу, изазива главобољу, узнемиреност и кардиоваскуларне тегобе. Различити су извори буке, природни и вештачки, при чему су природни углавном мањег интензитета.

Радиоактивно загађивање се може схватити као свако повећање степена радиоактивности изнад вредности природне радиоактивности. Извори могу бити природни и вештачки. Природни извори су најчешће космичког и земаљског порекла и не представљају јака загађења. Вештачки су пореклом из војних (пробе нуклеарног оружја које се по међународном споразуму могу вршити само у великим дубинама) и мирнодопских извора (нуклеарне електране, примена радиоизотопа у индустрији и пољопривреди, науци и медицине).

Радиоактивно загађивање је најопаснији облик загађивања са трајним последицама на нивоу генотипа. Радиоактивни зраци имају снажно негативно дејство, доводе до промена у структури наследног материјала, односно ДНК а могу изазвати и смрт. Последице озрачености су велика стопа смртности као и појава канцерогених и тертаогених ефеката (Хирошима и Нагасаки). Толерантност живих организама према радиоактивности зависи од сложености њихове грађе. Организми на нижем степену развоја су толерантнији од оних на вишем степену развоја (шкорпије, инсекти и бактерије могу поднети неколико стотина пута веће дозе од човека). Радиоактивно зрачење не делује подједнако чак ни на све органе једног организма. Најосетљивији су репродуктивни органи, лимфни, коштано ткиво и кардиоваскуларни систем.

Нуклерни отпад је највећа опасност за човечанство. Сагоревањем једне тоне нуклеарног горива остаје једна трећина

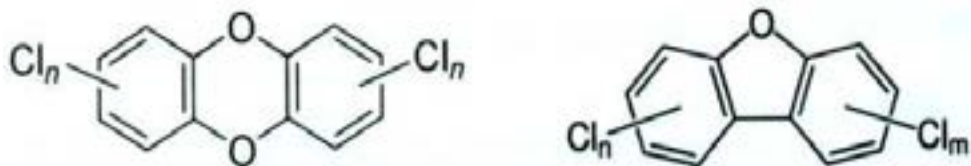
радиоактивног отпада који садржи радионуклеиде са дугим временским полураспадом. Овај отпад се пакује у специјалне контејнере који морају бити добро изоловани, одлаже се у напуштене руднике или складишти у дубоким слојевима Земљине коре или у океанским дубинама.

Биолошко загађивање се јавља као последица повећања бројности популација различитих патогених организама што изазива поремећаје у функционисању екосистема.

Највећи део загађујућих материја у екосистем доспева кроз индустријски отпад. Генерисање идустрijског отпада последњих деценија у свету предствља велик проблем. Наиме, у зависности од врсте индустријске производње зависи врста и количина штетних материја које се у њему налазе. Према подацима Агенције за рециклажу количина отпада у Србији износи 100.000 тона на годишњем нивоу. Не постоји трајно складиште опасног отпада на територији Републике Србије. У таквим околностима, произвођачи опасног отпада врше привремено складиштење опасног отпада на сопственим локацијама у привременим складиштима, иако у неким од њих отпад стоји и више од 20 година. Република Србија је чланица Базелске конвенције и прекогранично кретање отпада се одвија у складу са усвојеним принципима. Према истраживањима Шкобањ и Јаковњев (2010) утврђено је веома лоше стање индустријског отпада и да је ситуација у Србији веома алармантна. Проблему отпада се поклања неодговарајућа пажња, боље речено, веома мала, што у блиском периоду може имати значајне реперкусије по животну средину. Из тог разлога је неопходно интензивном пажњу посветити најопаснијим контаминантима (ПОПс, тешки метали и др.) како би стање животне средине у Србији довели на одговарајући ниво.

У остале опасне загађиваче можемо убројати хлороване феноле који се користе у индустрији лепкова и боја, прехранбеној индустрији и при дестилацији дрвета, а у животну средину доспевају преко отпадних вода. Неки аутори у ту групу убрајају полихлороване бифеноле.

Такође, ту су ткз. диоксини-трициклична ароматична једињења која садрже хлор, угљеник, кисеоник и водоник. Диоксини се међусобно разликују према броју атома хлора и њиховом положају у структури ових једињења (сл. 12).



Слика 12. Општа формула диоксина.

Шездесетих година прошлог века диоксини су идентификовани као потенцијална хемијска опасност која не сме да уђе у ланац исхране. Крајем прошлог века утврђени су значајни извори диоксина при спаљивању комуналног отпада. Према наводима Тодоровић-а *и сар.* (2012) доказано је да су диоксини еколошки загађивачи и високо канцерогене супстанце (отровнији су 11.000 пута од смртоносног натријум цијанида).

Диоксини су непожељни нуспродукти формирани током хемијских процеса у којима се налази хлор као у индустрији избелјивања папира, у производњи пестицида, антисептика, при производњи пластике. Данас се зна за 75 различитих изомерних облика хлорованих диоксина и 135 хлорованих дибензофурина. То су супстанце које имају високу тачку топљења, низак напон паре због чега споро испаравају. Не растварају се у води, а добро у мастима и органским растварачима. Због њихове липофилности слењују се на честицама чађи, седиментима земљишта, те се тешко отклањају из животне средине. Веома су перзистентни и добро се биоакумулирају (Тодоровић *и сар.*, 2012). Време полураспада диоксина у екосистему је 9-25 година, а у дубљим слојевима земљишта 25-100 година. Пошто нису растворљиви у води, већина диоксина у води се везује за планктон и водену флору која је храна рибама и другим животињама.

Диоксини се могу наћи у земљишту, у ланцу хране (млеко, млечни производи, месо и шкољкама). Уласком у организме људи апсорбују се 50-90%, и акумулирају у јетри и масном ткиву. Предпоставља се да 90% изложености људи диоксину долази од хране. Нека истраживања показују да њихова токсичност потиче од тога да имитирају хормоне раста, развоја и репродукције, имају способност мењања структуре гена и оштећења мозга.

Литература

1. Albers, P.H. An Annotated Bibliography on Petroleum Pollution. Version 2007. USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD. <http://www.pwrc.usgs.gov/infobase/topbibs/petroleum.pdf>.
2. Anon (2000): Uticaj NATO bombardovanja na sistem zaštite životne sredine na teritorijigrada Novog Sada (studija), Sekretarijat za urbanizam, stambene poslove i zaštitu životnesredine, Uprava za zaštitu i unapređenje životne sredine Novi Sad.
3. Anderson, J.R. (1978): Pesticide effects on non-target soil microorganisms, In Pesticide Microbiology (I.R. Hill and S.J.L. Wright, Eds), Academic Press, London, 628-661
4. BP Statistical Review of World Energy, June 2011. http://www.bp.com/assets/bp_internet/globalbp/globalbp_uk_english/reports_and_publications/statistical_energy_review_2011/STAGING/local_assets/pdf/statistical_review_of_world_energy_full_report_2011.pdf.
5. Бугарин, Р., Ђукић, Н., Седлар, А. (2008). Чиниоци ефикасне апликације у заштити вишегодишњих засада орошивачима, Савремена пољопривредна техника 34 (3-4), 236-243.
6. Бугарин, Р., Ђукић, Н., Седлари, А. (2010): Утицај технике за апликацију пестицида на загађење земљишта. Савремена пољопривредна техника Библид 36 (2), 107-116, 0350-2953 (2010) УДК: 631.6:349.415.
7. Carbonelli, G., Pablos, M. V., Garcia, P., Ramos, C., Sanchez, P., Fernandez, C., Tarazona, J. V. (2000): Rapid and cost-effective multiparameter toxicity test for soil microorganisms. *Sci. Total Environ.* 247, 143-150.
8. Clarkson, T. W., Magos, L., Myers, G. J. (2003): The Toxicology of Metals - Current Exposures and Clinical Manifestations. *N Engl J Med* 349, 1731-7.
9. Cuypers, M. P., Grotenhuis, J. T. C., Rulkens, W. H. (1998): Characterisation of PAH-contaminated sediments in a remediation perspective. *Wat. Sci. Tech.* 37 (6-7), 157-164.
10. Cvijanović, D., Mihailović, B., Vuković, P. (2014): „Achievements and challenges in rural areas of Serbia before joining the EU“, International Conference: „Achievements and challenges in the food sector and rural areas during the 10 years after EU enlargement“, 12-14 May 2014. Rawa Mazowiecka, Warsaw, Poland, ISBN 978-83-7658-507-9, no 123.1; pp 197-207. Editor: Andrzej Kowalski, Marek Wigner, Malgorzata Bulkowska. Link: <https://www.ierigz.waw.pl/publikacje/raporty-programu-wieloletniego->

2011-2014/17906,7,3,0,nr-1231-achievements-and-challenges-in-the-food-sector-and-rural-areas-during-the-10-years-after-eu-enlargement.html

11. Дорчић И. (1987): Основе чишћења уљних загађења СКТХ/Кемија у индустрији Загреб
12. Далмација Б., Петровић О., Рончевић С., Иванец-Тумбас И., Бечелић М., Симеуновић Ј., Агбаба Ј., Радновић Д., Лазић Н., Ђукић М. (2004) Нафтно загађење подручја Ратно острво могућности природне биоремедијације
13. Ђуришић-Младеновић, Н. (2012): Расподела и профил загађујућих једињења у абиотским и биотским матриксама мултиваријационом анализом. Докторска дисертација. Универзитет у Новом Саду, Технолошки факултет.
14. Fliebach, A., Mader, P. (2004): Short- and long-term effects on soil microorganisms of two potato pesticides spraying sequences with either glufosinate or dinoterb as defoliant. *Biol. Fert. Soils* 40, 268-276.
15. Fries, E., Михаиловић, И. (2011): Pollution of soils with organophosphorus flame retardants and plasticizers, *J. Environ. Monit.* 13, 2692-2694.
16. Gimeno-Garcia, E., Andreu, V., Boluda, R. (1996): Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilisers and pesticides to rice farming soils. *Environmental Pollution* 92, 19-25.
17. Hanninen, H. (1979): Subjective symptoms in low-level exposure to lead. *Neurotoxicology* 1, 333.
18. He, Z. L., Yang, X. E., Stoffella, P. J., (2005): Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 19, 125-140.
19. Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (2001): *Trace Elements in Soils and Plants*, third ed. Boca Raton, CRC Press. USA.
20. Kodoma, T., Ding, L., Yoshida, M., Yajima, M. (2001): Biodegradation of s-triazine herbicide, simazine. *J. Molecular Catalysis* 11, 1073-1078.
21. Kuang, C., Neumann, T., Norra, S., Stuben, D. (2004): Land use-related chemical composition of street sediments in Beijing. *Environmental Science and Pollution Research* 11, 73-83.
22. Марковић, Д. А., Ђармати Ш.А., Гржетић, И.А., Веселиновић Д.С. (1996): Физичкохемијски основи заштите животне средине, Извори загађивања, последице и заштита универзитет у Београду, Београд
23. Mee, A., Rideout, B. A., Hamber, J. A., Todd, J. N., Austin, G., Clark, M., Wallace, M. P. (2007): Junk ingestion and nestling mortality in a reintroduced population of California condors *Gymnogyps californianus*. *Bird Conserv. Int.* 17 (2), 119-130.

24. Михајловић, И., Fries, E. (2012): Atmospheric deposition of chlorinated organophosphate flame retardants (OFR) onto soils. *Atmos. Environ.* 56, 177-183.
25. Михаиловић, Б., Цвијановић, Д., Цвијановић Горица (2014): „Улога еколошког саветодавства у развоју органске производње у Србији”, *XIX Саветовање о биотехнологији са међународним учешћем*, зборник радова, Вол. 19. (21), 2014., Чачак, 07.-08. Март 2014. године, Универзитет у Крагујевцу, Агрономски факултет у Чачку, ИСБН 978-86-87611-31-3, ЦИП 63(082); 60(082); стране 497-502.
26. Milošević, N. Govedarica, M., Jarak, M., Konstatinović, B., Miletić, S. (1995): Effects of herbicides on the number of microorganisms and dehydrogenase activity in soil under soybean. *Proceedings II of I Regionale Symposium: Chemistry and Environment, Vrnjačka Banja*, 551-554.
27. Moore, C. J. (2008): Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environ. Res.* 108, 131-139.
28. Phipps, D. A. (1981): Chemistry and biochemistry of trace metals in biological systems, in: Lepp, N.W., (Ed.), *Effect of heavy metal pollution on plants: effects of trace metals on plant function*, Vol.I. London and New Jersey: Applied Science Publishers, p. 1-54.
29. Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R. B., Friedli, H. R., Leaner, J., Mason, R., Mukherjee, A. B., Stracher, G. B., Streets, D. G., Telmer, K. (2010): Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmos. Chem. Phys.* 10, 5951-5964.
30. Рајковић, М. (2009): Нафта и природни гас, Прометеј, Нови Сад.
31. Ram, M. S., Singh, L., Suryanarayana, M. V., Alam, S. T. (2000): Effect of Iron, Nickel, Cobalt on bacterial activity and dynamics during anaerobic oxidation of organic matter, *Water Air Soil Poll.* 117, 305-312.
32. Rasupa, E. G., Rasupa, J. M., Simdseth, K., Munthe, J., Khidbom, K., Wilson, S., Steenlnusen, F., Maxson, P. (2010): Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. *Atmos. Environ.* 44, 2487-2499.
33. Risher, J. F., Amler, S. N. (2005): Mercury exposure: Evaluation and hintervention The inappropriate use of chelating agents in the diagnosis and treatment of putative mercury poisoning. *NeuroToxicology* 26, 691-699.
34. Ружић, Д., Познановић, Н. (2009): Опасне материје у пољопривреди на територији АП Војводине. *Савремена пољопривредна техника* 35 (3), 191-200.

35. Седлар, А., Ђукић, Н., Бугарин, Р. (2009): Еколошки прихватљиве машине за апликацију пестицида у воћњацима и виноградима. Савремена пољопривредна техника 35 (1-2), 16-25.
36. Smith, E., Naidu, R., Alston, A. M. (1998): Arsenic in the soil environment: a review. *Advances Agronomy* 64, 149-195.
37. Smith, A. H., Lingas, E. O., Rahman, M. (2000): Contamination of drinking water by arsenic in Bangladesh: a public health emergence. *Bulletin WHO* 78, 1093-1103.
38. Stringfellow, W. T., Alvarez-Cohen, L. (1999): Evaluating the relationship between the sorption of PAHs to bacterial biomass and biodegradation. *Wat. Res.* 33, 2535-2544.
39. Struthers, J. K., Jayachandran, K., Moorman, T. B. (1998): Biodegradation of atrazine by *Agrobacterium radiobacter* J14a and use of this atrazine in bioremediation of contaminated soil. *Appl. Environ. Microb.* 64, 3368-3375.
40. Шкобањ, Д., Јаковљев, З. (2010): Прасторне деградације проузроковане индустријском производњом у Републици Србији. Међународна конференција деградирани простори и екоремедијација. Зборник радова, стр. 171-177, Београд. ИСБН 978-86-86859-23-5.
41. Шовљански, Р. (1993): Пестициди и земљиште. Тешки метали и пестициди у земљишту. Тешки метали и пестициди у земљиштима Војводине. Пољопривредни факултет, Институт за ратарство и повртарство, Нови Сад, 93-105.
42. Talsness, C. E., Andrade, A. J. M., Kuriyama, S. N., Taylor, J. A., vom Saal, F. S. (2009): Components of plastic: Experimental studies in animals and relevance for human health. *Phil. Trans. R. Soc. B* 364, 2079-2096.
43. The World Bank, Urban Development - What a waste?, zvanična web prezentacija, www.web.worldbank.org (18. april 2015. god.).
44. Thornton, I. (1995): Metals in the Global Environment-Facts and Misconceptions. ICME, Ottawa.
45. Тодоровић, М., Комненић, С., Тодоровић, Т. (2012): Диоксинитихо умирање, ИСБН 978-86-913567-2-9, Српска акцедија иновационих наука - САИН, Београд.
46. Војиновић Милорадов, М., Димкић, М., Ступавски, М., Јокановић, С., Бороња, Б., Тот, Б., Стошић, М. (2011a): Emerging substances of concern and their occurrence in surface water and groundwater, TOP 2011, Časta, Papirnička, Slovak Republic, 2011, Proceedings, pp. 277-288.
47. Војиновић-Милорадов, М., Турк Секулић, М., Радонић, Ј., Михајловић, И., Стошић, М. (2011б): Emerging substances of concern

- a shift in traditional thinking, XV International EcoConference on environmental protection of urban and suburban settlements, Novi Sad, Serbia, Proceedings, pp. 265-271.
48. Војиновић Милорадов, М., Турк Секулић, М., Радонић, Ј., Киурски, Ј., Миловановић, Д., Спаник, И., Михајловић, И. (2011ц): Pseudopersistent pollutant in the environment: emerging substances, XVII International Symposium on Analytical and Environmental Problems, Szeged, Hungary, Proceedings, pp. 180-184.
49. Војиновић Милорадов, М., Турк Секулић, М., Радонић, Ј., Милић, Н., Грујић Летић, Н., Михајловић, И., Милановић, М. (2014): Индустијске емергентне хемикалије у животном окружењу. Хем. Инд. 68 (1), 51-62.
50. Вујић, Г., Миловановић, Д. (2012): Управљање отпадом, правац научних истраживања у будућности. Рециклажа и одрживи развој 5, 30-38.
51. Вукмировић, З., (1997): Тешки метали у ваздуху, у: Кастори, Р., (уредник) Тешки метали у животној средини, Научни институт за ратарство и повртарство, Р. Кастори, уредник, Нови Сад, 1-48.
52. Ward, O., Singh, A., van Hamme, J., (2003): Accelerated biodegradation of petroleum hydrocarbon waste, J. Ind. Microbiol. Biotechnol. 30, 260-270.
53. World Energy Council (2007): Energy and climate change. Promoting the sustainable supply and use of energy for the greatest benefit of all. WEC, London.

ЗАГАЂЕЊЕ И ЗАШТИТА ВАЗДУХА

„После вишедеценијског истраживања догађаја у природи, морам признати да постоји виша интелигенција“

Thomas Edison



Физичко-хемијско стање праатмосфере Земље као услов за настанак органских једињења (живота)

Првобитна атмосфера се састојала од водоника и хелијума „прва пра атмосфера“. Око пре 3.5 милијарди година површина се довољно охладила да се обликује земљина кора која се још увек састојала од бројних вулкана који су испуштали пару, угљен-диоксид и амонијак. То је довело до стварања "друге атмосфере" која је у почетку била састављена од угљен-диоксида и водене паре уз нешто азота али практично без кисеоника (Иако недавне симулације из 2005. рађене на Универзитетима у Ватерлоу и Колораду показују да је могла имати и до 40% водоника). Та друга атмосфера је имала око 100 пута више гаса од тренутне атмосфере. Уопште, верује се да је ефект стаклене баште, узрокован високим нивоима угљен-диоксида, чувао Земљу од смрзавања.

Током следећих неколико милијарди година водена пара се кондензовала па је створила кишу и океане који су почели отапати угљен-диоксид. Океани су апсорбовали приближно 50% угљен-диоксида. Прве промене Земљине атмосфере из аноксидног (стање без кисеоника) у оксидно (са кисеоником) стање десило се са појавом првих организама-микроорганизама. То су биле бактерије које су постојале пре приближно 3.3 милијарди година и биле су први еволуирајући фототропни организми који су производили кисеоник. Оне су одговорне за промени односа угљен-диоксида и кисеоника у атмосфери.

Временом је вишак угљеника постао заробљен у фосилним горивима, седиментним стенама и животињским љштурама. Кад се кисеоник ослободио, реаговао је са амонијаком и створио азот.

Појавом биљака ниво кисеоника се значајно повећавао (док се ниво угљен-диоксида смањивао). У почетку се кисеоник спајао с различитим елементима (нпр. гвожђем) да би се на крају акумулирао у атмосфери, резултујући даљом еволуцијом. Појавом озонског слоја (озон је алотроп кисеоника) животни услови су били бољи, јер је површина Земље била заштићена од ултраљубичастог зрачења. Ова атмосфера са кисеоником и азотом чини "трећу атмосферу".

Овај ваздушни омотач Земље омогућава живот, заштитом површине Земље од космичког и другог зрачења васионе. С обзиром на састав гасова у њој, обезбеђује основне услове за живот. Вода, угљен-диоксид, минерали из земљишта и сунчево зрачење су основне компоненте које омогућују фотосинтезу у биљкама и тиме настанак органских једињења, уз ослобађање кисеоника, што је неопходно за аеробне организме. Са метеоролошког аспекта, атмосфера омогућава пренос сунчеве енергије која доводи до кретања ваздушних слојева уз настанак ветра, до испаравања воде са земљишта и њеног кружења у

природи, чиме се обогаћује кисеоником и доводи до кружења материја.

Загађеност ваздуха директно утиче на локалне и глобалне атмосферске услове. Честице у ваздуху служе као нуклеус за настанак већих агрегата као што су капи воде, или одбијају и расипају сунчево зрачење.

Вертикална структура атмосфере

Укупна маса атмосфере износи 5.1×10^{18} kg, или око 0.9 ppm Земљине пуне масе. Дебљина овог омотача износи око 3000 км и састоји се од неколико слојева који чине структуру атмосфере.

Тропосфера је најнижи и најгушћи слој атмосфере. Висина тропосфере варира од 7 до 10 км изнад полова, преко 11-14 км изнад умерених географских ширина до 18-20 км изнад екватора. У њој се налази око 80% масе атмосфере. Ово је слој у коме се налази скоро сва водена пара, у њој се стварају облаци и одвијају све временске промене. Температуре су на горњој граници тропосфере врло ниске (изнад полова -40 °C, а изнад екватора -80 °C). Са повећањем висине температура ваздуха опада и то на сваких 100 м за $0,6$ °C (ово се зове термички градијент) тако да је на горњој граници тропосфере температура око -55 °C. Тропосфера се простире до 15 км висине од површине Земље. У слоју од 0,5 до 1,5 км од Земљине површине је значајно деловање. С метеоролошког и климатолошког аспекта тропосфера има нарочито значење, јер је то подручје у коме се дешавају готово све временске појаве.

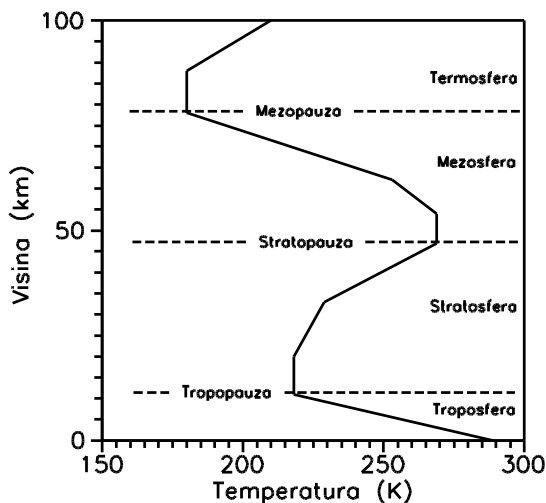
Стратосфера је слој који се вертикално протеже до висина од 50 до 55 км. Доњи део стратосфере (до приближно 30-35 км висине) назива се још и хладна стратосфера. У њој је температура ниска и незнатно се мења с порастом висине (овај слој је изотерман). Горњи слој стратосфере је топла стратосфера. У топлој стратосфери температура расте са висином јер у том слоју озон упија ултраљубичасто Сунчево зрачење. У горњим слојевима стратосфере температура ваздуха расте на око 0 °C (± 20 °C). Највећа количина озона налази се на висини од око 20 км. Овај гасни слој има велику улогу у спречавању продора велике количине УВ зрачења на Земљину површину.

Озонсфера делом може обухватити и тропосферу. Највећу концентрацију озон постиже на висинама између 20 и 35 км (стратосферски озон). Озон упија око 4% Сунчеве енергије која пролази кроз атмосферу, и то највише у ултраљубичастом делу спектра. Ултраљубичасто зрачење има снажно биолошко деловање

(учествује у стварању витамина Д, убија бактерије и сл.). Повећана концентрација УВ зрачења имала би негативне последице на живот организама. Научници мисле да је живот на Земљи био могућ од тренутка када је Земља обавијена озонским омотачем. Озона има највише у пролеће, а најмање у јесен, најмање га има изнад тропских, а највише изнад поларних подручја. Међутим, у XX веку откривено је постојање озонских рупа, које су управо највеће у поларним подручјима (посебно изнад Антарктика). Постојање озонских рупа још није довољно истражено па није са сигурношћу утврђена ни човекова улога. Чињеница је, да неке вештачки произведене ствари (нпр. фреон), које се емитују у атмосферу могу изазвати велике негативне последице (озонске рупе и др.).

Мезосфера је слој атмосфере до 80 км висине и карактеристична је по томе што у њој сагорева највећи број метеорита.

Термосфера је највиши слој атмосфере на висини од 80 км. Због веома разређеног ваздуха и високог садржаја наелектрисаних честица означава се као јоносфера. Време је тренутно стање атмосферских појава, а клима је дугогодишњи режим времена неког места праћен најмање 10 година. У термосфери температура ваздуха нагло расте; на 200 км висине већ је 900 °С, а на висини од 600 км температура ваздуха је 2000 °С. Изузетно су велика дневна колебања температуре, до 1 000 °С. Високе вредности температуре ваздуха у термосфери последица су упијања Сунчевог зрачења у атомима кисеоника, а мање и азота.



Слика 13. Вертикална расподела температуре за „стандардну атмосферу“

Егзосфера је спољни слој атмосфере, који се надовезује на термосферу и губи се у пространству свемира. Температура ваздуха је изузетно висока и достиже вредности и до 4000 °С. Атоми гасова су у стању плазме (плазма је стање материје када је она потпуно јонизирана) и крећу се хаотично.

Састав ваздуха

Још у 21. веку Џон Далтон је утврдио да ваздух чине кисеоник и азот, као и мала ”количина незапаљивог гаса”, а нешто касније је потврђено да је то већим делом инертни гас аргон. Проналаском масеног спектрометра почетком 20. века и развојем технике узимања узорака на великим висинама атмосфере, утврђен је врло детаљан и прецизан садржај и структура земљине атмосфере (таб. 4). Такође, утврђено је да концентрација извесног броја гасова, (угљен диоксид CO_2 , метан CH_4 , сумпор диоксид SO_2 , озон O_3 и др), варира зависно од тачке посматрања.

Табела 4. Састав суве атмосфере по обиму (Ђуковић, 2001).

Гас	Количина
Азот	78.084% запреминских (или 780,800 ppmv)
Кисеоник	20.946% запреминских (или 209,500 ppmv)
Аргон	0.9340% запреминских (или 9,300 ppmv)
Водена пара	1-2 до 2% запреминских (или 20,000 ppmv)
Угљен диокси	365 ppmv
Неон	18.18 ppmv*
Хелијум	5.24 ppmv
Метан	1.745 ppmv
Криптон	1.14 ppmv
Водоник	0.55 ppmv
Озон у тропосфери	0.02-0.1 ppmv
Озон у стратосфери	0.1-10 ppmv
Фреон CFC-12 (CF ₂ Cl ₂)	0.5 ppmv
Фреон CFC-11 (CFCl ₃)	0.3 ppmv

(*ppmv по милиону обима)

Састав ваздуха се мења са висином па се могу издвојити сфере: хомосфера до 80 км и хетеросфера преко 80 км висине. У хомосфери састав ваздуха је константан осим водене паре и значајна је за човека. У хетеросфери састав је променљив и доминирају лакши гасови (азот, атомски кисеоник, хелијум, атоми водоника).

Перманентни саставни делови атмосфере су азот 78,084%, кисеоник 20,946%, аргон 0,934), угљен-диоксид 0,03%, а у знатно мањој мери заступљени су неон, хелијум, метан, криптон, азотни оксиди, водоник, озон, ксенон, јод, радон и др. Два главна хемијска састојка атмосфере, азот (N_2) и кисеоник (O_2) чине нешто више од 99% од укупног волумена доњих делова атмосфере. Атмосфера која се састоји само од перманентних саставних делова, без водене паре и различитих других чврстих и течних примеса, назива се суви ваздух (Ђукић, 2001).

Азот је инертан гас и нема важнију улогу у атмосферским процесима. Међутим, значај азота је велики у биолошким процесима. Азот је саставни део беланчевина. У поређењу са другим хемијским елементима атмосфере, азот слабо упија сунчево зрачење. Кисеоник је врло важан састојак атмосфере, јер без њега не може постојати органски живот на Земљи. Јак је оксиданс и лако се спаја са другим елементима. Кисеоник знатно упија сунчево зрачење, а мањим делом и земљино зрачење. У доњим слојевима атмосфере током године количина кисеоника се врло мало мења. Нешто више га има лети, него зими. Међутим, разлике у количини кисеоника не прелазе 0,1%, тако да те мање промене не могу утицати на климу. Удео кисеоника у природним условима је сталан и није ништа већи у шумама или планинама. Већих одступања може бити тек у затвореним просторима, где на повећану потрошњу кисеоника утиче дисање људи.

Племенити гасови (аргон, неон, хелијум, криптон и ксенон) су инертни и не учествују у атмосферским процесима.

Угљен-диоксид је врло значајан хемијски састојак атмосфере, али га просечно има само око 0,033% (количина варира између 0,02% и 0,05%). Овај спој угљеника и кисеоника је значајан за живот на Земљи и за атмосферске процесе. Угљен-диоксид знатно упија сунчево краткоталасно, а посебно земљино дуготаласно зрачење па стим знатно утиче на биланс радијације, тј. на стање температуре Земљине површине и приземног слоја ваздуха. У атмосфери га има више изнад копна него изнад мора. Највише га има у градским, посебно индустријским подручјима (у затвореним просторијама концентрација CO_2 може порастати и на 0,1 до 0,2%). У дневном периоду највише угљен-диоксида има ноћу (када нема асимилације CO_2 у биљкама), а у годишњем периоду највише га има зими.

Међу примесама атмосфере, чија количина за разлику од перманентних састојака није стална, посебно значење има водена пара (гасовито стање воде). Вода се у атмосфери јавља и у течном и чврстом стању (тзв. хидрометеори). Удео водене паре у атмосфери варира од 0% при врло ниским температурама (нпр. у поларним крајевима), па до 4% при високим температурама (у тропским крајевима). Количина водене паре, осим од температуре, зависи и од удаљености од извора влаге. Количина водене паре смањује се с повећањем надморске висине, нпр. у умереним географским ширинама, при површини има око 1,3% водене паре (у јединици обима ваздуха), на висини од 1 км удео опада на 1,01%, на 3 км на око 0,5%, док на 8 км висине водене паре има свега 0,03%. Водена пара утиче на биланс радијације, али и на бројне друге процесе у атмосфери (настанак облака, падавина итд.). Смеша перманентних састојака атмосфере (суви ваздух) с воденом паром назива се влажни ваздух или једноставно ваздух. Водена пара у знатној мери упија сунчево и земљино зрачење.

У природним условима атмосфера није никада сасвим сува и чиста. У атмосфери увек има примеса. Примесе у атмосфери су водена пара, разне чврсте и течне честице од којих је атмосфера мутна и влажна. Њихова количина и волуменски делови у атмосфери нису стални.

Честице у атмосфери су дефинисане као свака чврста или течна материја чији су агрегати већи од 0,0002 микрометра а мањи од 500 микрометара у пречнику (Мијић *и сар.*, 2012). Аеросоли подразумевају мале честице прашине које ленде у атмосфери.

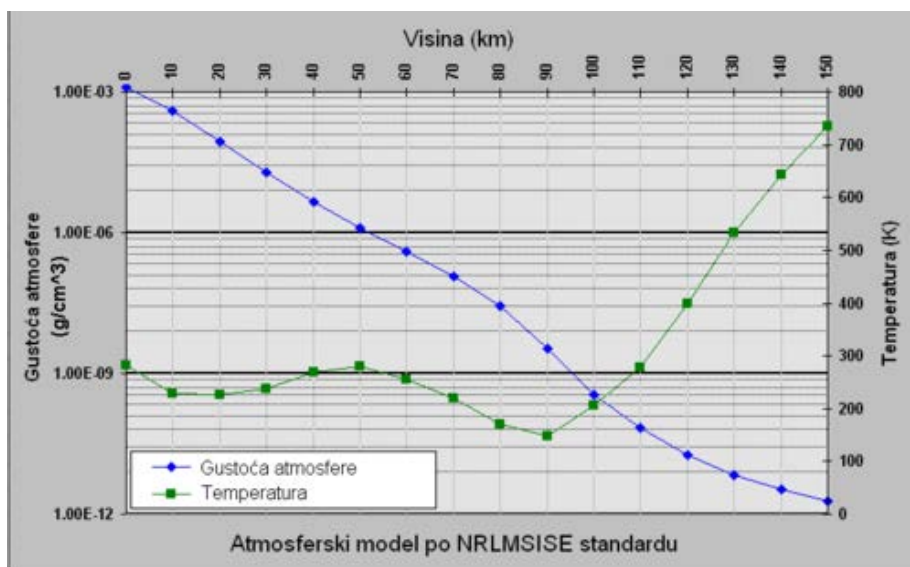
У зависности од величине различито се понашају у атмосфери па се сврставају у две групе:

1. -таложне материје пречника већи од 10 микрометара и
2. честице у суспензији (аеросоли) чији је пречник мањи од 10 микрометара.

Честице аеросола (лат. *aero*- ваздух и *solver*-раставити) су врло малих димензија (од 0,1 μm до 10 μm). У ову групу спадају честице прашине, дима, магле, смог и др. Број честица аеросола се смањује са повећањем висине, али и удаљавањем од извора загађења. Неки посебни географски услови могу такође придонети повећању концентрације честица аеросола (конкавни рељеф, инверзија температуре, експозиција према преовладавајућим ветровима, који транспортују честице аеросола и др.).

Извори аеросола могу бити природни и антропогени. Природни извори су јаки пустињски ветрови, шумски и степски пожари, вулкански пепео и сл.. Антропогени извори, посебно у градовима и индустријским регијама, могу у ваздух емитовати мноштво честица аеросола па може настати сува мутноћа (Ђуковић, 2000). Аеросоли формирају замућени слој у тропосфери, могу да изазову дифузно зрачење, неки аеросоли, као нпр чађ, апсорбују сунчево зрачење и спречавају да исто стигне у ниже слојеве атмосфере до површине земље. Поред тога аеросоли могу да каталитички делују на појаву облака што додатно доводи до хлађења. Њихово време задржавања у атмосфери није велико јер се ефикасно уклањају влажном депозицијом путем падавина. Ефекат хлађења је више локалног карактера.

Природни аеросоли настају приликом разних природних непогода као што су лавине, вулкани и др. Ове честице се ваздушним струјама разносе на велике удаљености и на глобалном нивоу могу направити проблем. Као резултат људске активности и неких природних појава, у ваздуху се могу налазити и чврсте честице (прашина, чађ, поленов прах, аеросол и др).



Слика 14. Густоћа атмосфере у зависности од температуре

Загађивачи ваздуха

Аерозагађење је често други назив за загађеност ваздуха. Под загађеним ваздухом подразумева се онај ваздух у којем се налазе нови, до тада непознати састојци у уобичајеном саставу или онај ваздух у коме су његови састојци присутни у енормним количинама. Оно подразумева присуство примеса (токсичних и нетоксичних), које су последица човекових производних активности и из природних извора (Hill, 1997).

Загађење ваздуха данас представља глобални проблем, поготову у развијеном делу света. Према Миленковић-у (2000), у земљама са развијеном индустријом, у атмосферу се избаци око 77% угљен диоксида, 54% оксида азота, 51% оксида сумпора и 27 % чврстих честица.

Загађење ваздуха посматра се са три аспекта:

- заштите здравља људи,
- заштите екосистема и
- заштите материјалних добара.

Према агрегатном стању, загађујуће супстанце атмосфере деле се на:

1. гасовите (оксиди угљеника, испарљиви угљоводоници, разна сумпорна једињења-у првом реду сумпор-диоксид, азотови оксиди, цијановодоник, флуороводоник, хлор, паре живе, итд.,

2. течне (угљоводоници, сумпорна киселина),

3. чврсте (прашина, чађ, олово и други метали, азбест, итд.) и

4. материје јонизујућег карактера (радиоактивне материје).

Често се за загађен ваздух изнад урбаних средина користи термин смог. Последице загађења ваздуха су најчешће:

- смањена видљивост,
- непријатан мирис (смрад),
- извор прљавштине,
- корозија метала,
- оштећење фасада, споменика и сл.,
- оштећење биљног фонда и сл..

Због ваздушних струјања аерозагађење се лако може пренети на велика растојања од места извора. Простор који се може загадити (тзв. медијуми загађења) зависи од брзине распрострањања (дифузије) загађеног ваздуха и брзине седиментације (таложења) загађујућих

материја. Извори загађења су велики, али дефинитивно да је развој индустрије, саобраћаја, урбаних насеља и неадекватно одлагање отпадних материја довело до појаве веће количине штетних материја и једињења у ваздуху. То је, не само еколошки, већ и економски проблем целог света. (Милојевић *и сар.*, 2012). Данас практично не постоји чист ваздух који ни у траговима не садржи опасне материје.

Загађење ваздуха може да се подели на:

1. глобално и
2. локално.

Глобално загађење настаје када се штетне и опасне материје у ваздуху крећу ваздушним струјама на велике удаљености нпр. кретање честица песка из Сахаре. Локално загађење настаје када се концентрација опасних материја или гасова нађе изнад ужег подручја, већих индустријских комплекса, рударских подручја, градова и др..

Извори загађења ваздуха могу да се поделе на:

1. природне и
2. антропогене (који се даље деле на стационарне и мобилне).



Слика 15. Имисија загађујућих материја у ваздуху

Природно загађење ваздуха

Концентрације гасова у атмосфери су резултат хемијских и биолошких процеса настали од времена настанка атмосфере.

У природне изворе загађења убрајамо само природу тј. њено широко пространство, мора, океане, маглу, дејство њених вулкана, природну радиоактивност, шуме и шумске пожаре, разна сагоревања, ерозије, озон који је настао приликом варничења, неконтролисано лучење у атмосферу разних гасова и других материја којима она саму себе загађује. Дакле, природа такође ствара штетне и отровне супстанце, често у далеко већој мери него човек својим активностима (таб. 5). Разлика између природних и извора створених од стране човека је и у количини и врсти загађујућих супстанци и начину на који су емитоване (Тухтар, 1984).

Највећа емисија сумпора је из океана а затим из биогених процеса. Међутим, знатне количине се емитују и из вулкана у понеким великим ерупцијама директно у стратосферу. У оваквим случајевима емисија може имати ограничене последице на целу планету. Фине честице прашине и сулфатни аеросоли убачени вулканским ерупцијама у стратосферу остају тамо дуже време (време депозиције до 5 год.) и могу довести до смањивања топлотне енергије која са Сунца доспева на Земљу. Фине честице прашине и аеросола се приликом ерупције могу избацивати на висину од 40-50 км и ваздушним струјањима разносити на велике удаљености чиме загађивање добија глобални карактер.

Табела 5. Врсте и извори природних загађујућих супстанци и њихова концентрација у ваздуху (Недовић, 2008)

Једињења	Извор природног аерозагађења	Садржај μг.м ³
SO ₂	Вулкани	14
H ₂ S	Вулкани и биолошко распадање	0.3
NO	Деловање бактерија у земљишту и фотодисоцијација	0.3-2.5
NO ₂	Деловање бактерија у земљишту и оксидација	2-2.5
NH ₃	Биолошко распадање	4
CO	Оксидација метана, фотодисоцијација CO ₂ , шумски пожари, океани	100
O ₃	Реакције у тропосфери, транспорт из стратосфере	20-60
Угљенох идрати	Биолошки процеси разлагања, органске материје, лежишта нафте	1
CH ₄	Биолошки процеси разлагања, органске материје, лежишта нафте	1.000

Приликом ерупције вулкана Кракатау на острву између Јаве и Суматре 1883. год. 2/3 острва одлетело је у ваздух односећи око 20 км³ прашине до висине од 30 км. Ерупција вулкана на Филипинима 1991. године унела је у атмосферу огроман облак вулканске прашине и гасова на висину од 35 км. О размерама загађења говоре древни записи где се то време када је владао сутон и мрак називало „смак света“.

Антропогено загађење ваздуха

Поред природних у ваздуху су присутни загађења настала људском активношћу: термо и нуклеарне енергане (сви облици трансформације горива у енергију), индустрија и пољопривреда (различите технолошке операције и процеси), транспортна средства (сагоревање бензина, бутана и других погонских горива), сагоревање отпадних материјала (било комуналног отпада или других врста горива), остали извори загађења (рушење зграда, фарбаре, хемијско чишћење, запрашивање инсеката и др.) (Voubel *и сар.*, 1994).

Људске потребе и активности продукују у атмосферу разне гасове и честице. У највећој мери антропогеним активностима загађење ваздуха настаје гасовима који настају при сагоревању

фосилних горива и технолошким поступцима у различитим грана индустрије и рударства.

Саобраћај друмски, водени и ваздушни учестује у загађењу ваздуха са 60%. У издуним гасовима аутомобила налази се преко 180 органских једињења од којих је већина канцерогена. У издуним гасовима аутомобила највећа количина штетних суспензија отпада на угљен моноксид, азотне оксиде, сумпорна једињења и олово.

Ложишта сагоревања фосилних горива (чврста течна гасопвита) емитују продукте који се избацују димањацима и то углавном у облику агенаса CO₂, SO₂, NO и др), лебдећи пепео, чађ, оксиди метала.

У бројним технолошким процесима хемијске индустрије такође се ослобађају велике количине штетних материја, јер она у производњи користи преко 10.000 различитих органских и неорганских једињења. Међу тим једињењима налазе се и они који су веома штетни за живи свет као олово, угљоводоници, угљен моноксид, оксиди азота, бензин, феноли, растварачи пестициди, хлороводонична киселина и др. У производњи пестицида у ваздуха се могу наћи елементи полазних материја из производње пестицида.

У металској индустрији и рударским подручјима у ваздуху се могу наћи честице метала или њихових оксида и продукти сагоревања икоришћеног горива.

У току добијања и прераде нафте настају бројни гасови претежно сумпорни и азотни са састојцима метала и честицама чађи и пепела.

Рудници у којима се исковају и обрађују руде у ваздух емитују честице минирањем, дробљењем. Велике количине прашине настају током процеса бушења минских бушотина а одмах након минирања формирају се прашинастогасни облаци. Домет ових агенаса често превазилази границе експлоатационог простора рудника и загађује ваздух, воде и земљиште у широј животној средини (Пантовић *и сар.* 2008).

Према наводима Центра за истраживачко новинарство коришћењем прљавог угља за производњу електричне енергије термоелектране могу годишње да произведу и до 160.000 тона сумпордиоксида (SO₂), избацујући у сваком м³ дима и до 125 пута више SO₂ него што то дозвољавају европски еколошки прописи. (http://www.6yka.com/home/user_content/). Хемијска ратна средства (бојни отрови, пестицид, оксиди метала осирумашени уранијум) такође могу да загаде ваздух.

Нуклеарно зрачење као извор загађења ваздуха може бити природно (космос, земљиште, храна, вода), и антропогеног извора (нуклеарне бомбе, нуклеарни пројектили, хаварије на нуклеарним

електранама). Масовна употреба нуклеарних пројектила изазива у зрачења, топлотно зрачење које прати ударни талас, механичке повреде, пуцање органа, плућа, стварање опекотина, I, II и III степена, смрт, радијациону болест код људи који преживе такве ударе. У ваздуху су често присутне радиоактивне честице условљене технолошким напретком. Од свих антропогених радиоактивних честица најзначајније су Cs-137 који је продукт у процесу нуклеарне фузије и тестирања нуклеарног оружја (Јевремовић *и сар.*, 2009).

Учешће пољопривреде у укупним антропогеним емисијама које доприносе загађењу ваздуха са далекосежним последицама. Из пољопривреде се емитује око 47% укупних антропогених емисија метана и око 58% укупних антропогених емисија азот-субоксида. Емисија метана и азот-субоксида пореклом из пољопривреде порасла је за око 17% на глобалном нивоу почетком 21. Века.

Производњом хране долази до измена у биосфери, и то:

- примена минералних ђубрива,
- накупљање соли и минерала због наводњавања,
- одлагање отпадака из пољопривреде,
- одлагање отпадака из производње хране,
- пестицидима- примарно - и секундарно.
- примена пестицида (примарно-уређајима за њихово распршивање и секундарно- запрашивање градова ради сузбијања комараца). Пестициди у облику капи и честица доспевају у атмосферу где се око 50 пута губе од употребљене количине.

Захваљајући интеграцији еколошких наука са свим аспектима деловања човека, као и великим напорима у доношењу и спровођењу закона у области екологије земље чланице Европске уније су у периоду од 1990-2007 године постигле значајно смањење емисије угљен-диоксида. То смањење је до 7,1% (без угљен диоксида који се ослобађа услед промене намене коришћења земљишта, обраде земљишта и шумарства).

У емисији гасова из пољопривреде остварено је и значајно смањење (око 21%), емисије метана и азот-субоксида док је нето емисија угљен-диоксида пореклом са обрадивих површина смањена за 20,8% (Commission of the European Communities 2009) (таб. 6). Циљ Европске уније је да смањи укупне емисије GHG до 2020. године за 20% у односу на базну 1990. годину.

Законодавство ЕУ је припремило неколико директива које имају за циљ да ограниче неке од неадекватних пракси које се већ годинама примењују у пољопривреди а што се пре свега односи на прекомерну

употребу минералних ђубрива. Усвојена је Нитратна директива којом је редукована употреба органских и азотних минералних ђубрива, са циљем смањења емисије азотних гасова из пољопривреде.

Табела 6. EU-27 Емисија гасова стаклене баште од 1990 до 2008 у CO₂ - *equivalents* милионима тона

Greenhouse gase emision	1990	2008
Net CO ₂ емисија	4,048	3,671
CO ₂ емисија	4,401	4,089
CH ₄	598	413
N ₂ O	518	364
HFC _s	28	70
PFC _s	20	4
SF ₆	11	9
Укупно! (са net CO ₂ емисијом)	5,223	4,530
Учешће пољопривреде у укупним GHG емисијама у земљама EU 27 у милионима тона CO ₂ - <i>equivalents</i>		
Agriculture	592	472

(Извор: European Commission, DG Climate Action European Environment Agency (2010): Annual European Union greenhouse gas inventory 1990-2008 and inventory report 2010; преузето: Рољевић *и сар.*, 2011).

У Србији према здравственим показатељима за квалитет ваздуха стање у последњих пет година се погоршава, јер се број оболелих од болести дисајних органа повећао, нарочито у централним деловима града.

Врсте загађујућих материја антропогеног порекла

Највећи светски загађивачи ваздуха су САД са 2,79 милијарди тона угљен-диоксида годишње, Кина са 2,68 милијарди и Русија са 661 милиона тона годишње. У Европи највећи загађивач је Немачка са 356 милиона тона, затим Велика Британија са 212 милиона тона и Пољска са 166 милиона тона угљен-диоксида годишње (www.ekoforum.org).

Све материје које загађују ваздух се најчешће сврставају у две категорије:

- типичне загађујуће материје - то су гасови који су стално присутни у свакој урбаној средини или у близини одређених постројења (SO₂, NO, CO,) и

- честице које могу бити таложне чији је пречник већи од 10 микрона и честице у дисперзији (аеросоли) чији је пречник мањи од 10 микрона.

У сталном порасту загађујућих материја у ваздуху су гасови од моторних возила. Анализе штетних гасова који настају као продукт рада мотора са унутрашњим сагоревањем показују постојање 200 штетних органских и неорганских једињења, у зависности од врсте возила и употребљеног погонског горива. Загађивање ваздуха сагоревањем горива у моторима возила постало је један од највећих проблема великих градова. Најчешће загађујуће материје су угљен моноксид, угљен диоксид, угљоводоници, азотдиоксид, сумпордиоксид, олово, честице чађи (таб. 7).

У ЕУ налазе се на снази прописи о емисији издувних гасова који обезбеђују значајно снижење штетних компоненти у ваздуху емисијом од возила. У Србији актуелни степен моторизације око 180 возила на 1000 становника до 2009. године, одговарао је стању у развијеним земљама Западне Европе пре 25-30 година и релативно је висок у поређењу са актуелним нивоом економског развоја. Посебно брине податак да Србија није спремна да укине употребу оловног бензина који спада у групу великих загађивача ваздуха. Досадашња истраживања су показала изразиту корелацију између концентрације издувних гасова и интензитета саобраћаја. Убрзан раст моторизације у Србији као и у другим земљама региона наставиће се и у наредном периоду док се не достигне ниво од око 400 аутомобила на 1000 становника (Опсеница и Костадиновић, 2009).

Табела 7. Учешће загађујућих компоненти
(Опсеница и Костадиновић, 2009)

Врсте емисије	кг у 1000 лит. утрошеног горива	
	Бензински мотор	Дизел мотор
Алдехиди (НСНО)	0.48	1.20
Угљенмоноксид (СО)	349.09	7.18
Угљоводоници	62.68	21.53
Оксиди азот (NO _x)	13.52	26.55
Оксиси сумпора (SO _x)	1.08	4.78
Амонијак(NH ₄)	0.24	-
Органске киселине	0.48	3.71
Честице	1.5	13.16

Загађење ваздуха оксидима сумпора

Сумпор се у атмосфери може наћи у разним једињењима и разним оксидационим стањима. Изнад мора ветар ствара аеросоле, који садрже сулфате. Водоник сулфид (H_2S) настаје биолошким распадањем у океанима и на копну. Он се оксидише до сумпор оксида, па H_2S у атмосфери остаје само неколико сати. Најважнији антропогени извор SO_2 су термоелектране, из којих се ослобађају велике количине лебдећег пепела. Сагоревањем угља, оксидишу неки елементи у одређене оксиде: SO_2 , NO_2 , CO_2 , метали се јављају као оксиди у облику пепела. Сагоревањем фосилних горива у атмосферу оде годишње око 62 милиона сумпора. Топљењем сулфидних руда, у којима се налази сумпор, ослобађају се велике количине SO_2 .

Емитоване количине оксида сумпора директно зависе од његовог садржаја у гориву, режима сагоревања горива, као и коришћења система за одсумпоравање, а њихов штетан утицај огледа се у закишељавању постојећих екосистема. Укупна количина емитованог оксида сумпора, из тачкастих извора, на територији Републике Србије током 2011. године износила је 408.8 кт. што је за око 7% више него претходне године. Најзначајније емитоване количине оксида сумпора биле су оне пореклом из термоенергетских постројења Никола Тесла А и Б, Костолац А, Колубара, Морава, постројења за производњу и прераду метала, рафинерије и хемијске индустрије. Просечне годишње концентрације сумпордиоксида у пределима који су далеко од било каквих човекових активности се креће испод $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, а урбаним срединама од 20 - $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Према препоруци Уједињених Нација (УН) и Светске здравствене организације (WHO), просечна годишња концентрација сумпордиоксида би требало да буде испод $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Сумпорни оксиди, нарочито када се емитују у ваздух заједно са чађи, у присуству водене паре доводе до формирања токсичне магле (смога) која проузрокује оштећење плућног паренхима.

Загађење ваздуха угљеноковим оксидима

Најважнија једињења угљеника која се појављују као полутанти су: угљен моноксид и угљен диоксид. Изнад градова концентрација CO је неколико десетина ppm, док у насељеним местима око 0,1 ppm. Главни извори CO изнад градова су мотори са унутрашњим сагоревањем, где са повећањем брзине ових мотора расте и емисија, сагоревање честица, течних и гасовитих горива, индустријски процеси.

Загађење ваздуха азотним оксидима

Главни антропогени извор азот оксида су сагоревања где се развија висока температура (топлане). Мотори са унутрашњим сагоревањем и термоелектране. У атмосфери NO_2 остаје до три дана. Емисије азотних оксида су вишеструко штетне јер могу двојачко деловати на природне екосистеме, на њихово закишељавање али и на еутрофикацију, затим утичу на разарање озона у вишим слојевима атмосфере, а у тропосфери представљају један од прекурсора озона. Укупна количина емитованих оксида азота из тачкастих извора према Националном регистру, на територији Републике Србије током 2011. године износила је 67.7 кт што је више за 15% него претходне године. Најзначајнији извори били су термоелектране, хемијска и минерална индустрија, постројења за производњу и прераду метала и рафинерија. Просечна годишња концентрација азотдиоксида у сеоским срединама се креће око $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, а у градовима од 20 до $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Према препорукама (WHO), просечна годишња концентрација азотних оксида не би требала да прелази $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Садржај ових полутаната зависи од метеоролошких улова те варира у зависности од временских и географских услова.

Приземни озон - формира се у нижим слојевима атмосфере у присуству азотних оксида, угљоводоника и испарљивих органских једињења. Повишене концентрације приземног озона се најчешће јављају у градовима са великим интензитетом саобраћаја. Током последње деценије концентрације озона су апроксимативно повећане за 1- 2%, тако да се концентрација приземног озона током летњег периода креће између 40 и $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Специфичне загађујуће материје које нису увек присутне већ се јављају у различитим срединама у зависности од загађивача су етанол, угљеноводоници, метанол, NH_x , жива, олово, кадмијум и слично. Угљоводоници су хемијска једињења састављени од угљеника и водоника. У атмосфери се могу појавити као једињења са једним од 4 С-атома. Угљоводоници са 12 С-атома, се јављају у мањим количинама, али су знатно токсичнији и опаснији по екосистем. У урбаним срединама може се наћи преко стотину различитих угљоводоника у атмосфери. Од органских једињења у атмосфери се у највећем проценту појављује метан са концентрацијом до 6 ппм изнад урбаних подручја.

На квалитет ваздуха неког подручја поред концентрације загађујућих материја велики утицај имају метеоролошки услови: ваздушни притисак, правац и брзина ветра, вртложно струјање, количина падавина, присуство магле и др.. Ниво концентрације

загашујућих материја утврђује се мерењем на одређеном месту и изражава се као квалитет ваздуха.

Сагласно Закона о заштити ваздуха а према нивоу загађености, полазећи од прописаних граничних и толерантних вредности, на основу резултата мерења, утврђују се следеће категорије квалитета ваздуха:

1. прва категорија - чист или незнатно загађен ваздух где нису прекорачене граничне вредности нивоа ни за једну загађујућу материју,

2. друга категорија - умерено загађен ваздух где су прекорачене граничне вредности нивоа за једну или више загађујућих материја, али нису прекорачене толерантне вредности ни једне загађујуће материје,

3. трећа категорија - прекомерно загађен ваздух где су прекорачене толерантне вредности за једну или више загађујућих материја. Ако за неку загађујућу материју није прописана граница толеранције, њена гранична вредност ће се узети као толерантна вредност.

У складу са Законом о заштити ваздуха, државна мрежа аутоматских мерних станица и мерних места за праћење квалитета ваздуха мануелним методама, одређена је Уредбом о утврђивању Програма контроле квалитета ваздуха у државној мрежи ("Сл. гл. РС" бр. 58/11). Загађујуће материје у ваздух долазе емисијом. **Емисија** представља одавање загађујућих материја из димњака, од аутомобила или неког другог загађивача у спољну средину, воду, ваздух. Емисија може бити у чврстом, течном и гасовитом облику. Укупна количина испуштених загађујућих материја у јединици времена означава се као брзина емисије. Према првом извештају Републике Србије о промени климе укупна емисија, за базу 1990. годину, не рачунајући нето одстрањене количине CO₂, износила је 80.803 Gg CO₂eq⁴. Учешће пољопривредног сектора у укупним емисијама износило је 14,64%, односно, 11.827 хиљада тона CO₂eq еквивалената (таб. 8). Емисије настале сагоревањем фосилних горива за енергетске сврхе износиле су 94,1% од укупне количине CO₂, што указује на високу зависност домаће привреде од фосилних горива и значај изградње технолошке и законске инфраструктуре за интензивније коришћење обновљивих извора енергије. На крају 20. века укупне емисије GHG смањене су за око 18 %. Највећи проценат укупних емисија потицао је из енергетског сектора, док је учешће пољопривреде у укупним GHG износило 14,32% што је незнатно мање у односу на 1990. годину (таб. 8).

Табела 8. Емисија гасова стаклене баште у Србији у периоду 1990-2008. године у хиљадама тона

	1990		2008	
	Укупно	Учешће пољоприв. (%)	Укупно	Учешће пољоприв. (%)
CO ₂	62.970	-	50.605	-
CH ₄	432,46	44,89	424,52	39,48
N ₂ O	28,32	88,55	22,02	87,6
Укупне GHG емисије ¹	80.803	14,64	66.346	14,32

¹ Не рачунајући нето одстрањене количине CO₂ у шумском комплексу

Због емисије штетних гасова (у просеку 37.2 милиона угљен-диоксида на годишњем нивоу), Србија је у 2007. години била на 31. месту највећих светских загађивача ваздуха, а на 12. месту загађивача ваздуха у Европи. Велики загађивачи ваздуха у Србији су термоенергетска постројења у Обреновцу (термоелектрана “Никола Тесла” годишње емитује око 18 милиона тона угљен-диоксида), Колубари и Костолцу, рафинерије у Панчеву и Новом Саду.

Појам **имисија** подразумева количину течних, чврстих и гасовитих загађујућих материја у ваздуху. Имисија представља садржај свих загађујућих материја и она је већа од емисије. Вредност имисије зависи од временских прилика брзине струјања и турбуленције ваздуха. Вредност имисије може да се односи на различит временски период, од неколико часова - краткотрајне средње вредности - до целодневних (24 часа) вредности. Вредност имисија загађујућих материја се односи на концентрацију загађујућих материја на висини од 1,5 м изнад усева или 1,5 м удаљености од грађевина или на висину од 2 м изнад земљишта. Имисија је увек већа од емисије, јер представља укупну концентрацију загађујућих материја.

Правилником о граничним вредностима имисије (Сл. Гласник РС бр. 52/94) (таб. 9), прописане су вредности за укупне суспендоване честице и то као средње вредности за 24 часа и средња годишња вредност. Према Директиви ЕУ 1999/30 ЕЦ гранична вредност за суспендоване честице (ПМ) за 24 часа износи 500 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ и не би смела да буде прекорачена за више од 35 пута у календарској години (Вушић *и сар.*, 2009).

Табела 9. Граничне вредности. Правилник о граничним вредностима, методама мерења имисије, критеријумима за успостављање мерних места и евиденцији података ("Сл. гласник РС", бр. 54/92, 30/99 и 19/2006)

Загађујућа материја	Ненастањена и рекреативна подручја (g/m ³)				Настањена подручја (g/m ³)			
	Време узорковања		-**	C98***	Време узорковања		-x	C98
	24 часа*	1 час	x		24 часа	1 час		
Сумпор диоксид	100	150	30	150	150	350	50	350
Чађ	40	-	30	50	50	150	50	150
Азотдиоксид	70	85	50	85	85	150	60	150
Угљен моноксид	3	5	3	5	5	10	3	10

*Средња 24 – часовна вредност,

** средња годишња вредност,

*** 98 % свих средњих дневних вредности измерених током године.

Када се проучава обим загађења неком загађујућом материјом, важно је да се утврди брзина емисије и укупна емисија које се упоређују са максимално дозвољеним емисијама (МДЕ), као и максимално дозвољеним количинама (МДК) (Сл. Гласник РС бр. 54/92, 30/99, 19/2006). Брзина емисије је количина загађујуће материје изражене у јединици времена: г/сек., или у %. Максимално дозвољена емисија (МДЕ), се уводи да би се регулисала јачина изbacивања загађујућих материја сваког појединачног извора загађења. Ова вредност се везује за одређену масу производа или количину производне енергије у одређеном технолошком процесу. Максимално дозвољене концентрације (МДК) се, углавном, одређују по томе колико се штетне по људско здравље, односно узима се крајња граница могуће штетности, према било којем показатељу: токсичности, општесанитарном, и друго.

Максимално дозвољена концентрација неке штетне материје је она количина која код човека свакодневно изложеног у дужем периоду не изазива патолошке промене ни обољења, не нарушава биолошки оптимум за човека. За релативно чист ваздух можемо да

сматрамо онај у коме концентрације не премашују допуштене границе. Загађујуће материје ваздуха могу да се сврстају у две категорије: примарне и секундарне.

Примарне загађујуће материје

Примарне загађујуће материје директно се емитију у атмосферу. Поред гасова, примарни загађивачи могу да буду прашина, дим, чађ, аеросоли, пластичне материје и др. (The Parliamentary Office of Science and Technology (POST, Technical Report 82), "Fine Particles and health", London, 1996). Највећи удео у целокупној емисији честица су честице до 10 μ m, па удео финих честица до 1 μ m и на крају грубих честица. Такође је највећи удео загађења ваздуха чврстим честицама у урбаним центрима са великим саобраћајем (PM₁₀=37,5%, PM_{2,5}=23% а таложних честица до 15%) а најмањи у сеоским насељима (PM₁₀=10,55%, PM_{2,5}=6% а таложних честица до 4%) (Yin, 2005).

Прашину представљају дисперговане честиве у гасовима. Прашина настаје распадањем минерала, материја органског порекла, те се може рећи да прашина у атмосфери може бити органског и неорганског порекла. Органско порекло прашине у ваздуху је од биљака, полена, брашна, памука, вуне, длаке и др), а неорганско од минерала као што је азбест, песак, кварц, цемента, стакла, угља. На живи свет прашина делује неповољно и то може бити токсично уколико је проуроковано неорганским елементима као што су Pb, Mn, As, Zn и др. Специфична дејства прашине огледају се као надражај слузокоже (креч, кварц, цемент), алергичност (полен, брашно, конопља, лан). Фотодинамичност прашине са светлошћу изазива свраб, црвенило, оток и др. Честице прашине величине 5-25 микрона задржавају се на површини слузокоже, а прашина величине 5 микрона продире кроз кожу и долази у ткива.

Дим је мешавина загађујућих материја чврстих, течних и гасовитих сумпанци. Састав дима и заступљеност појединих супстанци зависи од извора загађења. Чврсте честице могу да буду веома малих величина и да дуго лебде у ваздуху те је њихово штетно дејство продуженог типа.

Чађи су аероседименти, односно честице које се могу таложити. У њима се најчешће налазе пепео, несагореле честице, прашина, хлориди, сулфати и др. Најтоксичнији састојци чађи су угљоводоници, смоле, оксиди и соли. Сагоревањем смећа на градским депонијама у ваздуху се могу наћи честице пепела богатог тешким металима и другим штетним материјама.

Аеросоли су суспендоване чврсте честице органског порекла или капљице воде у ваздуху. Неке аеросоли настају природно, потичу од вулканских ерупција, пешчаних олуја, шумских пожара, разних биљака и морског распрскавања. Људске активности, као што је ложење фосилних горива такође генерише аеросоли. Просечно гледано антропогени аеросоли заузимају 10% од укупне количине аеросола у атмосфери. Честице аеросола су довољно ситне да остају суспендоване у ваздуху, поготово честице величине мање од 0.1 микрона. Честице које су веће од 2 микрона уклањају се из ваздуха природним путем падавинама кишом и снегом.

Смог је реч настала од енглеских речи *smoke* (дим) и *fig* (магла), па се може смог дефинисати као токсична магла. Смог чини мешавина магле (течних капи) и штетних материја. Најчешћа појава је у зимским месецима и може бити веома токсична, јер садржи оксиде сумпора и азота, киселине које из њих настају. У току лета такође, може да се јави смог који тада представља мешавину озона, оксиданаса (водоник пероксидазе), оксида азота и других једињења.

Табела 10. Главне врсте опасних материја и њихово дејство на организам људи (Недовић, 2008)

Врсте прашине	Хемијски састав	Извор	Место реакције у организму људи
Кварц	Кристали SiO ₂	Рударство, обрада камена	Лимфни чворови, плућа, паренхим
Угаљ	Угљеникова једињење	Рударство	Лимфни чворови, плућа, паренхим
Каолин	Al ₂ , SiO ₂	Индустрија керамике	Лимфни чворови, плућа, паренхим
Томасова шљака		Фосфорна минерална ђубрива	Бронхије
Чађ			Паренхим плућа
Памучна и ланена прашина	Хистамин, серотомин	Процес чишћења	Бронхије
Житарице, сено, слама	Микроорганизми	Пољопривредни радови	Паренхим плућа

Честице издвојене из пластичних материја се у ваздуху срећу у мањем проценту али с обзиром на састав и порекло могу бити веома штетене. Пластичне материје садрже нискомолекуларне токсичне материје које су испарљиве и које се растварају у води. У ваздух

доспевају коришћењем ових материјала у грађевинарству, производњи амбалаже, из радних и стамбених просторија.

Све загађујуће материје које се налазе у ваздуху штетно делују и на живи свет. Код људи изазивају најчешће различита врста обољења плућа, које могу бити са трагичним исходом (таб. 10).

Секундарне загађујуће материје

Секундарне загађујуће материје настају у процесу трансформације полутаната у физичко-хемијским реакцијама сједињавањем и међусобним мешањем примарних загађујућих материја или у интеракцији са састојцима ваздуха. У овим реакцијама настају нови полутанти чије дејство на живи свет је тешко предвидети, јер често су токсичнији од полазних полутаната. Трансформације загађујућих материја (полутаната) могу бити у различитим процесима.

Фотохемијским трансформацијама настају једињења звани оксиданси као озон, водоник пероксид и органски пероксиди. За настајање ових оксиданаса потребна је сунчева светлост ултраљубичастог спекта малих таласних дужина (395 nm) и присуство оксида азота и угљеника. Концентрација ових гасова у атмосфери зависи од интензитета фотохемијских реакција, интензитета сунчеве радијације, температуре ваздуха и др. У фотохемијским реакцијама могу настати и друга једињења као што су сулфатна киселина која настају у реакцијама сумпор-диоксида са угљоводоницима.

Хидролошким процесима који настају када емисионе материје директно ступају у хемијске процесе са водом при чему настају киселине (сумпорна, азотна и др). Настале киселине са падавинама дају киселе кише које представљају озбиљан проблем за живи свет.

Хетерогеним процесима које се могу одвијати у хемијским реакцијама између чврстих и течних материја у гасовитом или течном стању (оксиди Fe и Mn, оксидација CO₂ у CO₃, који са водом дају сумпорну киселину (H₂SO₄).

Процес таложња који уједно представља процес самопречишћавања ваздуха. Овај процес обухвата спуштање честица на земљиште и упијање гасова од стране биљака и воде, као и адсорпцију на каплицама воде у атмосфери.

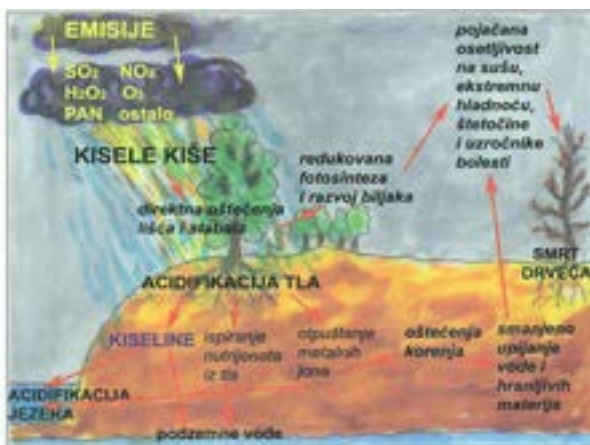
Последице загађења ваздуха

Глобалне последице присуства токсичних материја у ваздуху се огледају кроз негативне ефекте враћања истих материја у измењеном

облику на површину земљишта, водене системе и биодиверзитет. Те последице највише се одражавају на промену климе. Климатске промене су углавном последица антропогеног прилагођавања природе.

Климатске промене

У краћем временском интервалу, односно веку човека, климатске промене су до скоро биле незнатно видљиве. Данас човек, и у интервалу од само десетак година уочава видљиве, чак и драстичне климатске промене, измене режима воде, чистоће ваздуха, демографске промене.



Оно што скреће пажњу на промене у условима животне средине јесу директне и индиректне последице људских активности у природи (Новитовић, *и сар.*, 2010). Климатске промене нису само еколошки проблем, већ и економски. У основи, климатске промене су једноставна појава.

Настају тако што Сунчева светлост пада на Земљу и од ње се рефлектује као инфрацрвена топлота која се враћа у свемир. Без тог ефекта не би било живота на Земљи. Овај ефекат доприноси да површина планете и њен омотач буде топлији од околног простора. Међутим, услед антропогене емисије гасова у атмосферу, као што су угљен диоксид, метан и трифлуорометил сумпор пентафлуорид, спречава се да рефлектована сунчева топлота прође у свемир. То доводи до појаве ефекта "стаклене баште", посебно у новијој историји Земље, много више и брже него било када пре. Неравномерно загревање земљине сферне површине и положај Земље у односу на орбиту одређује различиту климу на различитим географским ширинама.

Директна последица утицаја климатских промена јесте одмрзавање поларних региона, што је изазвало и ерозије, клизишта, као и слегање земљишта. Повећане температуре у поларним областима значе да ће бити све мање леда и да ће бити све тањи. Такође, слободан лед у незалеђеним водама вероватно ће утицати на

смањење пловних комуникација и повећање ваздушног саобраћаја. Услед климатских промена доћи ће до више природних несрећа.

Стручњаци НАСА направили су прогнозу о утицају климатских промена на континенте:

- Европа: повећан ризик од катастрофалних поплава у унутрашњости континента. На обалама мора поплаве ће бити чешће, као и ерозије земљишта. На југу континента приноси гајених биљака у жетви ће бити знатно смањени.
- Латинска Америка: постепено смањивање територија под тропским шумама, нарочито у источним деловима Амазоније. Оне ће уступити место травнатим степама.
- Северна Америка: тањи и краћи снежни покривач на планинама. Више падавина и жешће суше у пределима где иначе нема довољно кише.
- Африка: већ крајем ове деценије око двеста милиона људи могли би да остану без довољно воде за пиће. У сушним пределима могло би да дође и до већих несташица хране.
- Азија: на југу, у централном делу и на југоистоку, доћи ће до несташица пијаће воде, док ће велики обални појас бити изложен поплавама.

Утицај климатских промена може се испољити на више начина кроз: пораст глобалне средње темпреатуре, пораст нивоа мора, промене у падавинама и измене хидролошког и режима водних ресурса, утицај на екосистеме, пољопривреду и шумарство, импликације на људско здравље и сл. (<http://www.pressonline.rs/svet/globus/313225/planeta-gori-ocekuju-nas-nenosne-temperature-i-razarajuce-poplave-u-evropi.html> , 21.06.2014.).

Глобално загревање

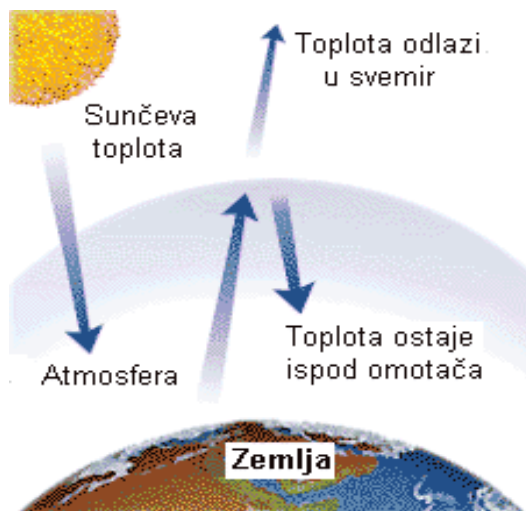
Последице глобалног загревања сваког дана су све видљивије. Један од главних узрока загревања Земље је убрзани индустријски развој који је са собом донео изразито повећање емисије тзв. гасова стаклене баште. Међу гасовима чија је емисија критично повећана последњих деценија издваја се угљен диоксид (CO₂). Са даљим растом емисије гасова који стварају ефекат стаклене баште значајно расте и ризик за људско друштво и екосистем.

Феномен „стаклена башта“ - Природна равнотежа између енергије од сунца и враћене топлоте са Земље у Космос је услов за сталну средњу температуру од 15 °C која је еколошки повољна за живот на Земљи. Међутим од средине прошлог века увећана је

концентрација угљен диоксида, угљоводоника, прашине што условљава повећање просечне температуре на Земљи. Сматра се да је у последња два века у атмосферу доспело 180 милијарди тона угљен диоксида, што је у односу на 1970. годину (320 ppm) јако велико повећање. Сматра се да се количина угљен-диоксида у атмосфери повећава за 0,2% на годишњем нивоу. Концентрације CO₂ су порасле од 280 ppm, у преиндустријском добу, до 370 ppm, колико и данас износе. Предвиђа се да ће концентрација угљен-диоксида до 2030. године бити 420 до 450 ppm, а крајем 21. века да ће бити између 540 и 970 ppm. Процене говоре да се 50% ових гасова у атмосфери задржава између 50 и 200 година, док друга половина буде апсорбована у океанима, земљишту и вегетацији. До повећања угљен-диоксида долази у највећој мери због уништавања великих површина под шумама (сеча шума, пожари, последице киселих киша). Шумска вегетација има важну улогу у кружењу угљеника у природи, јер усвајајући угљен-диоксид у процесу фотосинтезе смањују његову концентрацију у ваздуху.

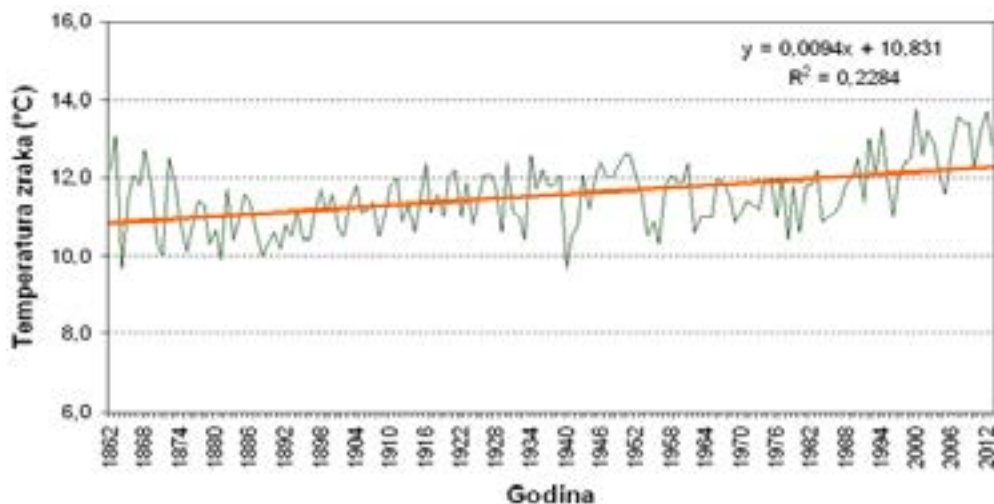
Гасови стаклене баште су они атмосферски гасови који имају способност да апсорбују и емитују зраке велике таласне дужине и инфрацрвено зрачење. У атмосфери су најзаступљенији следећи гасови стаклене баште: водена пара, угљен-диоксид, метан, азот-субоксид и озон. Остали гасови који су присутни у атмосфери у мањим концентрацијама су CFC (хлор-флуор угљеник CClF₂), HCFC (хлор-флуор угљоводоници CHClF₂), тетрафлуорметан (CF₄), хексафлуоретан (C₂F₆), сумпорхексафлуорид (SF₆), азотрифлуорид (NF₃) (Секуловић и сар., 2012).

Повећање концентрације угљен диоксида и неких других гасова (оксиди азота, метана, фреона, озона и др.) делује негативно на климу, тако што пропуштају сунчеву светлост кратке таласне дужине (ултраљубичасти зраци), а апсорбују зраке дугих таласних дужина (топлотне инфрацрвене зраке) који се одбијају од површине земљишта. Енергија која се на овај начин ослободи доводи до повећања температуре и промене климе на Земљи.



Према подацима Светске метеоролошке организације (WMO), претходна и ова деценија су најтоплије у протеклих 160 година, од како се води евиденција о просечној температури. Промене глобалне температуре не могу бити прецизно предвиђене због непотврђених података о количини емисије гасова стаклене баште у будућности и ефекта који ће они изазвати на климатски систем.

Међународни панел за заштиту климе (IPCC) 1995. године проценио је према показатељима, да ће глобална температура ваздуха на Земљи до 2100. године порастати од 1,8 °C до 6,4°C ако се знатно не смањи емисија штетних гасова што би имало несагледиве последице на еколошке системе.



Слика 16. Динамика промена средње годишње температуре ваздуха

Просечан ниво загревања земљине површине на сваком насељеном континенту ће вероватно бити два пута већи у односу на ниво из 20. века. Према наводима Рољевић *и сар.* (2011) подаци о клими, који допиру 160.000 година уназад, показују блиску зависност

између раста концентрације гасова стаклене баште у атмосфери и глобалне температуре. Током протеклих 150 година просечна температура на глобалном нивоу је порасла за 0,8 °C, док је у Европи забележен раст од 1 °C. Квантитативна предвиђања будуће ситуације су још увек несигурна (сл. 16). Доћи ће и до даљег, све бржег повећања нивоа светског мора, укупно можда за око 50-100 цм, или и више. Поређења ради, за последњих око 100 година ниво светског мора се повећао за око 10-15 цм. Загревање неће бити равномерно распоређено по целој планети. Копно ће се брже загревати од океана, због способности воде да акумулира топлоту. Поред тога, због повећане температуре треба очекивати и повећано испаравање и повећане количине падавина.

Познато је да се у току 10 година смањују ледене површине на Антарктику за 1,4% а на Артику 4,3% што доприноси повећању нивоа мора. Имајући у виду значај температуре за живи свет оправдано је очекивати да ће пораст температуре значајно утицати на принос и распрострањеност појединих биљних врста и гајених биљака. Ефекат повећања концентрације угљендиоксида одразиће се, не само на продуктивност фотосинтезе, већ и на промену односа надземног дела биљака и корена, продукцију појединих органа, као и на међусобни однос биљака, биљака и животиња, услед чега се очекују промене у природним екосистемима и агроекосистемима. У ком правцу и којим интензитетом ће се мењати клима на Земљи, тешко је с сигурношћу предвидети.



(Извор: www.politika.rs)

Мере за смањење глобалног загревања

Нагли раст емисија угљендиоксида антропогеног порекла довео је до глобалног консензуса о потреби смањења емисија у циљу спречавања и ублажавања климатских промена. Борба против климатских промена и смањење емисија гасова стаклене баште постали су приоритети за многе земље у свету и за многе светске организације. Основни документ на основу кога се спроводе и координирају глобални напори на смањењу емисије угљен диоксида је Оквирна конвенција УН о климатским променама која је донета 1992. године на Светском самиту у Рио де Жанеиру. Сама по себи ова Конвенција не представља обавезујући акт, али она предвиђа доношење протокола који уводе обавезујуће одредбе за земље потписнице. Најзначајнији такав протокол је Кјото протокол који је усвојен 1997. године, а ступио на снагу 2005. године. Према овом протоколу најразвијеније земље потписнице су имале обавезу да у периоду 2008-2012. смање своје емисије за 5% вредности од оних из 1990. године. Поред ових ограничења. Протокол пружа могућност за спровођење олакшавајућих механизма, и то: трговина емисијама, механизам чистог развоја и заједничка имплементација пројекта.

Поред ове глобалне иницијативе постоје и друге, регионалне. За нас је најзначајнија иницијатива ЕУ која се огледа кроз тзв. 20-20-20 циљеве. ЕУ је донела сет правних аката под називом "Климатски и енергетски пакет", који државе чланице обавезује да до 2020. године:

- смање емисије за 20% нивоа из 1990. године,
- да постигну ниво производње енергије из обновљивих извора од 20%,
- да уз помоћ унапређења енергетске ефикасности смање потрошњу примене енергије за 20%.

Све мере које се заснивају на смањењу емисија, односно на спречавању узрока климатских промена називају се митигације или митигационе мере. И поред напора на смањењу емисија као једног од основних узрока климатских промена јасно је да искључива примена митигационих мера није довољна за борбу са климатским променама. Ефекти климатских промена су видљиви и јасно је да ће постати све интензивнији у скорој будућности.

Киселе кише

Први пут су примећене у Шведској током шездесетих година прошлог века. То је изазвало бригу јавности и представљало повод за разматрање проблема на Првој конференцији о животној средини одржаној у Стокхолму 1972. године. Показало се да киселе кише могу пасти и далеко од извора загађења. Зато је овај проблем крајем шездесетих година прешао из реда локалних у регионалне и чак међународне. Упоредо са повећањем потрошње енергије, развојем индустрије, растом загађености ваздуха праћеног емисијама гасова који образују киселине, овај проблем све више добија глобални карактер.

Киша, снег и роса су киселог карактера јер садрже SO_2 који ствара киселину (H_2SO_3), која спада у слабе киселине. Киселост средине мери се преко њене рН вредности, која представља негативан логаритам концентрације водоникових јона у неком раствору. Уколико би од киселих оксида био присутан само SO_2 загађена кишница би имала рН најмање 5,6. Сличну рН вредност имала би и дестилована вода која је у равнотежи са SO_2 из ваздуха. Та рН вредност представља граничну вредност, тако да се све што је киселије од рН =5,6 сматра киселом кишом (Бакрач *и сар.*, 2010). Уколико су у ваздуху, поред SO_2 , присутни и други кисели оксиди, као што су SO_2 и NO_x , тада киселост и других киша може бити и око рН =3 (Ђуковић, 2001).

Природне падавине дају екосистему воду, кроз кружни ток на површину Земље, годишње око 110 000 km^3 са рН вредности од 5-6,5. Међутим данас, поготово на угроженим подручјима киша значи велику опасност поготово ако је „кисела киша“. Свака киша садржи одећену концентрацију гасова и киселина. Када степен закишељавања достигне одређени ниво којим се смањује рН вредност (рН-2) ради се о киселим кишама. Последњих 30 година појава киселих киша се стално повећава. У киселим кишама преовладавају анјони сулфата, нитрата и хлорида и катјони водоника. Утицај киселих киша на екосистем зависи од: извора загађивача, концентрације загађујућих материја, правца и брзине струјања ваздушних маса, количине воденог талога и друго.

Штетно дејство киселих киша претежно се везује за деградацију и пропадање шума, оштећење аквакултуре (нарочито риба) у екосистему језера и бара, деградације земљишта (промена рН вредности земљишног раствора, редукција микробне популације у земљишту) и оштећење агрофитоценоза (нпр. клијање полена

кукуруза је смањено за 75% при изложености свиле киселим кишама рН 3,6).

На основу резултата бројних истраживања симулације киселих киша уочена су већа оштећења при третирању са кишама рН 2,5 што се у природи ретко јавља. Највеће последице киселих киша јесте код угрожавања шума, јер оштећење шума представља глобални проблем и опасност за опстанак живота на Земљи. Киселе кише посредно или непосредно утичу на микробиолошку активност у земљишту и на тај начин на минерализацију органске материје што је неопходно за нормалан раст биљака. Закишељавањем земљишног раствора смањује се бројност микроорганизама који учествују у кружењу азота, угљеника и активност појединих ензима.

Оштећење озонског омотача

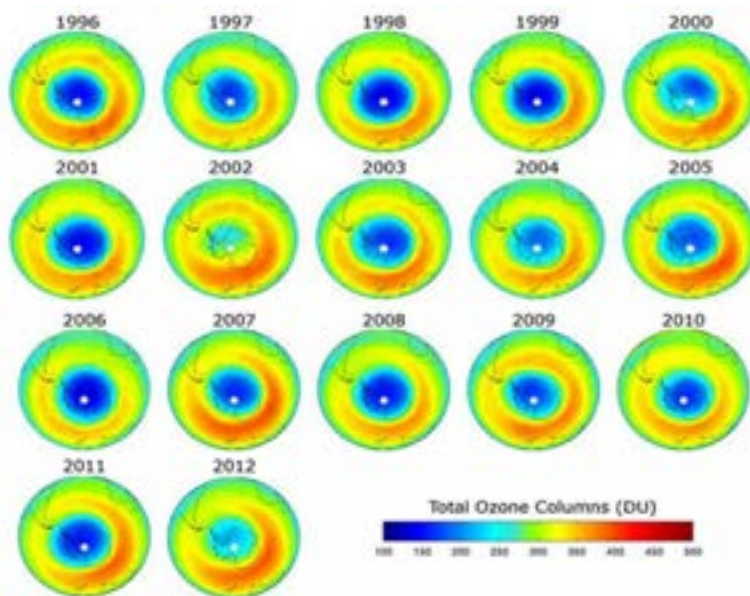
Озонски омотач настаје природним путем под утицајем сунчеве радијације на висини између 15 и 50 км изнад површине Земље. Са појавом слободног (молекуларног) кисеоника у атмосфери, под дејством сунчевог ултраљубичастог зрачења, долазило је до његове разградње, при чему је настајао веома реактивни атомски кисеоник, који се спајао са лако доступним молекулским кисеоником и формирао озон. Концентрација озона у атмосфери постепено је расла, тако да је у горњим слојевима, тачније у стратосфери, дошло до стварања озонског слоја или омотача. Од тог тренутка започео је развој живих организама на копну (до тада је постојао само у води), јер је озонски омотач апсорбовао фотодеструктивно ултраљубичасто зрачење и на тај начин штитио организме на копну од његовог неповљног дејства. Стога је постојање озонског слоја одређене дебљине изузетно значајно за појаву и опстанак организама на Земљи. Озонски слој је део стратосфере на висини од 20-40 км. Концентрација озона у вадуху износи 0,25 ppm. Састављен је од гасовитог озона (O_3), а представља штит који чува живот на Земљи одбијајући назад у свемир штетно УВ зрачење. Овај више него потребан штит деценијама је одолевао еколошким последицама Индустријске револуције и масовна производња која је дошла са њом, али несмањен пораст интензитета производње и саобраћаја почео је да га нагриза и деградира.

Смањење дебљине слоја озона у стратосфери изазивају супстанце које разграђују озон, у науци скраћено назване ОДС (*Ozon Depleting Substances*). Оне су резултат људских активности. У ову групу супстанци спадају:

1. фреон - користи се у системима за хлађење и расхладним уређајима,
2. халони - примењују се у противпожарним уређајима и системима;
3. метил-бромид - користи се у пољопривреди и
4. различити раствори и пестициди.

Ако се у атмосфери налазе гасови који садрже хлор (фреони), озон се не може обновити. Фреони су гасови лакши од ваздуха и у горњим слојевима атмосфере под утицајем УВ зрака се разлажу, ослобађају хлор, који напада озон. Слободни атом кисеоника се везује за хлор и настаје хлор-моноксид. Атоми хлора су веома стабилни и могу да униште и до 100.000 молекула O_3 , док не постану неутрални. Једном када доспеју у атмосферу, ове супстанце се полако дижу у више слојеве атмосфере и изазивају дезинтеграцију молекула озона. Један молекул неке од ових супстанци може да изазове разградњу хиљаду молекула озона. Овај процес је спор и веома дуго траје, али неумитно уништава природну баријеру против УВ зрачења. Зато озонски омотач постаје све тањи, а на одређеним местима се појављују озонске рупе кроз које УВ зраци несметано пролазе. Озонска рупа је географски ограничена појава смањивања озонског слоја у атмосфери. Први пут су откривене 1970. године у јужној Земљиној хемисфери, а већ 1985. године научници су објавили да је озонски слој почео да се тањи - смањује (сл. 17). Раних осамдесетих година је ово нарочито постало уочљиво на Антарктику, изнад кога се појавила велика "озонска рупа". Овај термин, за оштећење озонског омотача, је постатао устаљен за појам празнине у простирању озонског омотача у атмосфери. Она је довела до опасног повећања интензитета УВ зрачења. Узроци појаве озонских рупа су спорни. Неки научници тврде да су то природне појаве, док други тврде да је човек узрок тога. Просечна величина озонске рупе 2012. године била је 17,9 милиона km^2 . За сада још увек нема званичних саопштења али према подацима може се видети да се површина озонске рупе полако смањује.

Само оштећење озонског омотача повећава удар електромагнетских зрака са Сунца, огромна количина прашине, пожара, тамних облака дима чађи, ствара тамни облак дима, као последица нуклеарне ноћи, нуклеарне зиме, где температура падне за $-30\text{ }^{\circ}C$, што условљава настајање једногодишњег леденог доба, настанак вегетације и људи.



Слика 17. Промена озонске рупе од 1996-2012. године (http://ekospark.com/info/07_vazduh/ozon_info/oznoska_rupa_i_ozon/index.html).

Очигледно је да бројне иницијативе, закони, као и ограничења емисије штетних гасова полако дају праве резултате. Дугорочна запажања такође откривају да се слој озонског омотача повећава (јача). Смањивање озонског омотача је веће на Антарктику него на Северном полу, зато што велике брзине ветра на Антарктику доводе до стварања хладних вртлога ваздуха што доводи до екстремно ниских температура. У овим условима СФС гаосови (хлорофлуорокарбони) настали деловањем човека имају јачи ефекат на озон, уништавају га и узрокују повећање озонске рупе.

На Арктику је овај ефекат мање изражен јер на северној хемисфери тло није равно, брежуљкасти и планински рељеф спречава стварање јаких ветрова као на Антарктику. По последњим мерењима, дебљина озонског слоја изнад Европе се значајно смањила од почетка осамдесетих година прошлог века а процес се наставља стопом од 8% сваке деценије.

Заштита ваздуха од загађења

Заштита ваздуха остварује се:

1. успостављањем, одржавањем и унапређивањем јединственог система управљања квалитетом ваздуха на територији Републике Србије,
2. очувањем и побољшањем квалитета ваздуха кроз утврђивање и остваривање мера у области заштите како би се спречиле или смањиле штетне последице по здравље људи и/или животну средину,
3. избегавањем, спречавањем и смањењем загађења која утичу на оштећење озонског омотача и климатске промене,
4. праћењем, прибављањем и процењивањем одговарајућих података о квалитету ваздуха на основу мерења и стандардизованих метода,
5. обезбеђивањем доступности података о квалитету ваздуха,
6. извршавањем обавеза у складу са потврђеним међународним уговорима,
7. међународном сарадњом у области заштите и побољшања квалитета ваздуха и осигурањем доступности тих података јавности.

Заштиту и побољшање квалитета ваздуха у оквиру својих овлашћења, Република Србија, аутономна покрајина, јединица локалне самоуправе, привредна друштва, предузетници, као и друга правна и физичка лица спроводе законским мерама и контролом ваздуха - Закон о заштити ваздуха (Сл. Гласник РС бр. 36/2009). Контрола ваздуха подразумева праћење загађења ваздуха и емисије загађујућих материја по зонама и агромилиорацијама. Зона представља део територије Републике Србије са дефинисаним границама, одређен у циљу оцењивања и управљања квалитетом ваздуха која са становишта контроле, одржавања и/или унапређења стања квалитета ваздуха, чини карактеристичну функционалну целину. Агломерација је зона са више од 250.000 становника. Агломерација може бити и зона са мањим бројем становника, ако је густина насељености у тој зони већа од прописане, па је због тога оправдана потреба за оцењивањем и управљањем квалитетом ваздуха.

Према нивоу загађености, полазећи од прописаних граничних и толерантних вредности, а на основу резултата мерења, утврђују се следеће категорије квалитета ваздуха:

- 1) прва категорија - чист или незнатно загађен ваздух где нису прекорачене граничне вредности нивоа ни за једну загађујућу материју,

2) друга категорија - умерено загађен ваздух где су прекорачене граничне вредности нивоа за једну или више загађујућих материја, али нису прекорачене толерантне вредности ни једне загађујуће материје,

3) ређа категорија - прекомерно загађен ваздух где су прекорачене толерантне вредности за једну или више загађујућих материја.

Ако за неку загађујућу материју није прописана граница толеранције, њена гранична вредност ће се узети као толерантна вредност. Категорије квалитета ваздуха утврђују се једном годишње за протеклу календарску годину. При процењивању штете од загађења ваздуха потребно је спроводити низ мера у свим областима живота и делатности. Као прво потребно је утврдити потенцијалне загађиваче, уколико је потенцијални загађивач пољопривреда потребно је применити одговарајуће агротехничке мере да би се штета и имисија загађујућих материја смањила. Потребно је мењати структуру производње. При заснивању вишегодишњих засада треба водити рачуна о тренутној и будућој имисији као и о правцу кретања доминантних ветрова. На ливадама које се налазе у пределима са евидентираним загађењем ваздуха препоручљиво је гајити врсте које се чешће косе. Уколико је површински слој земљишта загађен наталоженом прашином, пепелом и слично, препоручује се скидање или дубоко заоравање са циљем мешања са мање загађеним слојевима земљишта. Такође, је неопходна усмерена селекција биљака у правцу стварања генотипова са већом отпорношћу према појединим полутантима ваздуха, као и већом адаптибилношћу на климатске промене. Треба знати да зелено растиње у сваком граду поред биолошке потребе има ликовних и естетских елемента.

У свакој урбаној средини значај зеленила је многострук:

- Зелени засади имају биолошку функцију вршења размене гасова. У вегетационом периоду 1 ха тополе апсорбује 100 кг сумпор-диоксида, ситнолисна липа сакупи у свом лишћу 50 кг сумпора. Поред тога треба знати да 1 ха шуме везује годишње 15 т угљен-диоксида и ослобађа око 1,42 т кисеоника.

- Лишће у крошњама дрвећа и другом растињу брже хлади ваздух, па он као тежи потискује онај топлији стварајући срујање ваздуха брзине чак и до 1 м/с. У летњим месецима разлика у температури између оне на улици и у парку износи 2 до 6 °С.

- Зеленило и растиње својим лишћем које површински испарава утиче на повећање влажности ваздуха. Податак да олистала буква 8

000 м³ може да повећа влажност ваздуха са 40 на 75%, говори о могућностима битног побољшања микроклиматских услова.

- Градско зеленило, нарочито дрвореди, умањује утицај буке и до 25%. При баријери од два до три реда зелених засада, дрвећа и жбуња, могуће је снежавање буке за 15 до 18 децибела.

- Вегетација штити од чађи и прашине. Количина прашине у ваздуху зависи од влажности ваздуха и брзине ветра, од површине коју заузима зелено растиње и од врсте тог зеленила. Експериментално је доказано да 1 ха шуме може да филтрира из ваздуха 50 - 70 т прашине годишње.

- Вегетација позитивно делује на физиолошке функције човека. Боравак у средини богатој зеленилом делује на смањење пулса и до 4-8 откуцаја у мин. Такође, делује и на температурау коже, умањујући је за 1 до 1.3 °С.

- Уз помоћ вегетационог покривача могуће је исушивање подводних терена, мелиорација земљишта, смањење ерозивних процеса и рекултивација биодеградираних подручја.

- Естетска компонента зеленог растиња је у томе што побуђује код људи пријатан психички доживљај. Вегетација има фундаментални значај у функционисању екосистема, омогућавајући му процес метаболизма и проток енергије.

Литература

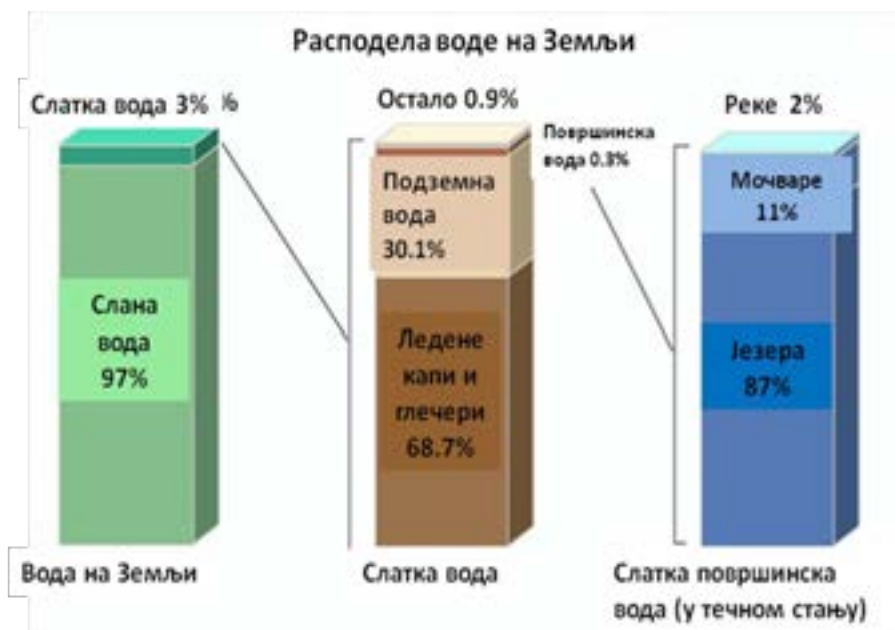
1. Бакрач, С., Вуруна, М., Милановић, М. (2010): Деградиција животне средине - утицај на еколошку безбедност, Заштита животне средине, Војно дело.
2. Boubel, R. W., Fox, D. L., Turner, D. B., Stern, A. C. (1994): *Fundamentals of airPollution*, Academic press, San Diego.
3. Ђуковић, Ј., Бојанић, В. (2000): *Аерозагађење*, Д.П. Институт заштите и екологије, Бања Лука.
4. Ђуковић, Ј. (2001): *Хемија атмосфере*, Рударски институт Београд.
5. Harrisson, M. R. (1996): *Pollution: Causes, Effects and Control*, The Royal Society of Chemistry
6. Hill, K. M. (1997): *Understanding Environmental Pollution*, Cambridge University Press.
7. Јевремовић, М., Лазаревић, Н., Рајић, Д. (2009): Специфична активност Cs-137 у узорцима ваздуха на локацији Кумодраж, Београд, у периоду мај-новембар 2008. године, Зборник радова Еколошка истина, Научно стручни скуп Кладово, 31.05.-02.06.2009. ISBN 978-86-80897-69-9, стр.228-232.
8. Миленковић, С. (2000): *Ресурси у економији*, Економски факултет Крагујевац.
9. Milojević, I., Cvijanović, D. i Cvijanović Gorica (2012). Economic aspect of global ecological problems solving. *TTEM journal/Technics Technologies Education Management*, Vol.7. No.3 8/9 2012. 1101-1106. [ISSN 1840-1503].
10. Mijic Zoran, Andreja Stojic, Mirjana Perišic, Slavica Rajšic and Mirjana Tasic (2012) In: *Air Quality - New Perspective, Statistical Character and Transport Pathways of Atmospheric Aerosols in Belgrade*, pp. 199 - 226, Edited by Gustavo Lopez Badilla, Benjamin Valdez and Michael Schorr, Published by InTech, ISBN: 978-953-51-0674-6, Available from: <http://www.intechopen.com/books/air-quality-new-perspective/statistical-character-and-transport-pathways-of-atmospheric-aerosols-in-belgrade>.
11. Недовић, Б. (2008): *Екологија животне средине*, Универзитет за пословне студије, Бања Лука, СР 502/504 (075.8); 574 (075.8), ISBN 978-99938-25-53-1; COBISS.BIH-ID 872216.
12. Новитовић, О., Ранђић, Д., Новитовић, А. (2010): *Заштита животне средине*, Висока пословно - техничка школа струковних студија, Ужице.
13. Опсеница, М., Костадиновић, Г. (2009): *Саобраћај и загађење ваздуха* Зборник радова 17. Научно стручни скуп Еколошка

- истина, 09// Ecological Truth, ISBN 978-86-80987-69-9 Кладово, 31.05.-02.06.2009, стр. 255-258.
14. Првилник о граничним вредностима имисије, Сл. Гласник РС бр. 54/92, 30/99,19/2006).
 15. Пантовић, Р., Соколова Ђокић, Љ., Жикић, М. (2008): Загађење ваздуха и мере заштите при извођењу бушачко-минерских радова, Зборник радова ЕкоИст'08, Еколошка Истина / Ecological Truth, 01 - 04. јуна 2008, Сокобања, стр. 176-180.
 16. Рољевић, С., Ковачевић, Д., Долијановић, Ж., Цвијановић, Г., Цвијановић Д. (2011): Утицај пољопривредне производње на земљиште кроз емисију нитрата. Proceedings, 1st Interanational scientific Conference Land, usage and Protection, Нови Сад, 21-23.09.2011., ЦИП 631.4 (082) ИСБН 978-86-7892-345-6, ЦОБИСС.РС-ИД 26624051, стр 142-146.
 17. Секуловић, Г., Димовић, Д., Тодоровић, Н., Крњајски Јовић, З. (2012): Процена рањивости на климатске промене-Србија, Центар за унапређење животне средине, Београд
 18. The Parliamentary Office of Science and Tecnology (POST, Technical Report 82), "Fine Particles and health", London, 1996.
 19. Тухтар, D. (1984): Загађење зрака и воде, Свјетлост, Сарајево.
 20. Вушић, Н., Илић, И., Живковић, Д. (2009): Анализа концентracије прашине у бору коју емитују моторна возила Зборник радова 17. Научно стручни скуп Еколошка истина 09// Ecological Truth, ИСБН 978-86-80987-69-9, Кладово, 31.05.-02.06.2009, стр 259262.
 21. Yin J., Allen, A. G., Harrison, R. M., Jennings, S., Wright, G. E., Fitzpatrick, M., Healy, T., Barry, E., Ceburnis, D., McCusker, D. (2005): Major component composition of urban PM10 and PM2.5 in Ireland; Atmospheric Research 78, 149-65.
http://www.6yka.com/home/user_content/.
 22. <http://www.pressonline.rs/svet/globus/313225/planeta-gori-ocekujunas-nesnosne-temperature-i-razarajuce-poplave-u-evropi.html>.
 23. (http://ekospark.com/info/07_vazduh/ozon_info/oznoska_rupa_i_ozon/index.html доступно 19.06.2014.).
 24. www.ekoforum.org.

ЗАГАЂЕЊЕ И ЗАШТИТА ВОДА

„Тек када последње дрво буде посечено, када последња река буде затрована, и када последња риба буде уловљена, тек тада ћете схватити, да новац не може да се једе“

Пророчантво индијанаца



Вода је основа живота и здравља и све више постаје услов опстанка човечанства. Већ и у античким временима је имала изванредну улогу: све цивилизације су настале око воде. Данас, нико не пориче улогу река, мора и океана у процесу економског развоја. Укупна количина воде на планети Земљи назива се хидросфера. Вода прекрива две трећине наше планете (око $1,5 \times 10^8 \text{ km}^2$), али већина те воде није питка. Заправо је 97% воде у океанима ($1,35 \times 10^8 \text{ km}^3$), слано, а остатак је смрзнуто у огромним леденим сантама ($40 \times 10^8 \text{ km}^3$), подземним водама ($4 \times 10^6 \text{ km}^3$) језерима и рекама ($4 \times 10^6 \text{ km}^3$). Мање од 1% воде се користи за пиће, купање и заливање усева. Према томе, највећи део водних ресурса (преко 99%) је недоступан за експлоатацију са економске тачке гледишта.

Улога воде у организмима је многострука. Вода је основно саставно једињење сваког живог бића. Она је, пре свега примарна средина у којој је живот настао и у којој се још увек одржава. Али она, исто тако, чини и унутрашњу средину организама, течну фазу колоидног стања протоплазме (ћелије садрже и до 90% воде) у којој се одигравају основни процеси метаболизма. Пре свега вода представља извор кисеоника и водоника. Омогућава одвијање физиолошких и биохемијских процеса у ћелији, представља средину у којој се одвија размена и транспорт материје ћелија са спољном средином. Поред тога вода утиче на изглед литосфере Земље, на климу.

У систему природних ресурса, вода се може сврстати у обновљиве природне ресурсе где треба размотрити *потребе* за водом од права *коришћења* воде. *Потребе* за водом подразумевају коришћење воде за задовољење физиолошких и хигијенских потреба, у домаћинству, пољопривреди (Mihailović, *и сар.* 2014), индустрији, где се коришћена вода најчешће измењеног квалитета, враћа у хидросферу. *Коришћење* воде подразумева право употребе воде за производњу електроенергије, за риболов и саобраћај, туризам и рекреацију.

Према својој природи, вода се дели на атмосферску, површинску и подземну.

Атмосферска вода настаје од падавина као што су киша, снег и лед. Она садржи растворене гасове са којима долази у додир, попут кисеоника и угљен-диоксида. Од чврстих материја садржи нешто прашине и чађи, а у близини мора и нешто соли.

Површинска вода је она која се налази или лежи на површини земљишта. Ова вода настаје од атмосферске воде, која директно пада на Земљину површину или она која се слива у њу са површине. Велики значај са привредног аспекта имају површинске акумулације,

битне како за водоснабдевање тако и за производњу електричне енергије.

Постоје различити критеријуми за поделу површинских вода као што су:

- према кретању: текуће (извори, потоци, речице и реке), стајаће (језера, баре, мочваре и ритови),
- према саставу и физичко-хемијским својствима: термалне, слатке, заслањене, слане, минералне,
- према пореклу: природне и вештачке,
- на основу трајања: сталне и привремене.

Подземна вода се налази испод површине земљишта. Настаје продирањем падавина од површинских водених токова ка тзв. водонепропустним слојевима (унутар Земљине површине) који се састоји од стена са малом ефективном порозношћу. Ова вода спада у ред чистијих, па се због таквих одлика веома често користи за пиће. Ресурси подземних вода нарочито су важни, јер преко 80% питке воде потиче од подземних вода.

Најзначајније хемијске особине воде су: рН вредност, концентрација органских и неорганских материја и гасова, а најзначајније физичке особине су: термичке, оптичке особине, вискозност, притисак и друго. Бројне хемијске и физичке особине воду чине важним стаништем за многе организме. Овоме у прилог говори податак да у континенталним водама живи око 50 хиљада разних врста животиња и 20 хиљада врста биљака.

Састав природних вода настаје као резултат интеракције воде са средином - минералима, земљиштем и атмосфером при чему се одвијају следећи процеси:

- растварање једињења,
- хемијска интеракција материја са водом и воденим растворима,
- биохемијске интеракције и
- колоидно-хемијске интеракције.

На формирању састава површинских подземних и атмосферских вода знатно утиче и разноврсна људска делатност, пре свега испуштање комуналних и индустријских отпадних вода без претходног пречишћавања. Хемијске потпуно чисте воде у природи нема, зато њихов хемијски састав углавном зависи од особина растворених материја (гасови, течности и чврсте материје).

Услед све веће загађености средине, данас је критична ситуација са залихама чисте воде, како стајаћих тако и текућих и подземних вода, посебно у индустријским областима и регионима, која су сиромашнија у пијаћој води. Многим подручјима и насељима, чак целим државама и народима, прете честе суше и поплаве.

Извештај који је Унеско објавио још 2006. године у име 23 агенције Уједињених Нација, упозорава на "све већу оскудицу у води по глави становника у многим деловима земаља у развоју" услед раста броја становника, загађења и очекиваних промена у клими. Генерални директор Унеска, Коісіго Місуга истиче да ће "у наредних 20 година, просечна снабдевеност водом у свету опати за једну трећину. Ову кризу ће осетити све земље света са последицама на здравље деце и на могућност обезбеђења људске исхране".

До кризе је дошло, јер не постоји ангажовање на спречавању загађења и смањивања залиха воде, упркос небројеним доказима о свакодневном погоршању ситуације. Током последњих 25 година велики број међународних конференција био је посвећен разним питањима везаним за снабдевање свежеом водом, укључујући и начине снабдевања и санитарне услуге које ће бити неопходне у наредном периоду. Постављено је неколико циљева за побољшање управљања системима за снабдевање водом. Највећи део становника Земље не схвата у потпуности озбиљност проблема, па постоји опасност да ли ће се успети предузети корективне мере.

Предвиђања аналитичара и научних радника, је да ће блиска будућност човечанства бити обележена недостатком питке воде. Сматра се да је проблем недостатака пијаће воде у светским размерама, већи него недостатак енергије, чиме вода постаје стратешки ресурс (Милановић *и сар.*, 2008). Данас се потрошња воде креће од 10 до 1500 л.дан⁻¹ по становнику док у случајевима високог стандарда потрошња достиже и 3000 л.дан⁻¹ по становнику.

Поред удвостручене потрошње воде у последњих 50 година, истовремено се погоршава квалитет воде. Свакога дана 6.000 људи, углавном деце испод пет година старости, умире од дијареје. Ови статистички подаци илуструју величину проблема пред којим се свет налази у области снабдевања водом и изненађујућег диспаритета који постоји у њеном искоришћавању. Потрошња воде је највећа у економски развијеним земљама (таб. 11).

У појединим деловима света већ се осећа недостатак воде, бележе се озбиљни проблеми праве борбе око воде за пиће (таб. 12). Многи проблеми се јављају и у вези обезбеђивања довољне количине квалитетене воде за наводњавање, као и за санитарно хигијенске потребе. Када се узме у обзир квалитет вода и њено стално

погоршавање, уз истовремену експанзију свих облика потрошње воде, у правом светлу се да сагледати изјава: да је човек већ данас жедан иако се у ствари налази у води “до гуше”.

Табела 11. Распоред и потрошња вода по континентима (<http://www.fao.org-aquastat>)

Континети	Количине воде (км ³)	Распоред светских вода (%)	По глави становника (м ³)
Свет	43.659	100	6.900
Латинска Америка	13-477	30.9	26.700
Азија	11.594	26.6	3.000
Европа	6.603	15.1	9.100
Северна Америка	6.253	14.3	19.300
Африка	3.936	9.0	4.600
Океанија	1.703	3.9	54.800

Табела 12. Укупна потрошње воде по секторима на глобалном нивоу (ФАО, 2014) (<http://www.fao.org-aquastat>)

Континенти	Потрошња воде по секторима						Укупн км ³ .год	% Чисте воде
	општине		индустрија		пољопривреда			
	км ³ .год	%	км ³ .год	%	км ³ .год	%		
Свет	462	12	734	19	2722	69	3918	9
Африка	27	13	11	5	174	82	213	5
Америка	13	15	288	34	430	51	847	4
Азија	228	9	244	10	2035	81	2507	20
Европа	72	22	188	57	73	22	333	5
Океанија	5	26	3	15	11	60	18	2

Један литар отпадних вода загађује седам литара свеже воде. Сматра се да глобално има 12.000 км³ загађене воде, што је више него што у једном тренутку тече у десет највећих речних сливова света. Хигијенски исправну воду нема ни сваки четврти становник наше планете. Предвиђа се, на пример, да ће у наредне две деценије порасти употреба воде од стране људи за 40%, а додатних 17% ће бити потребно за производњу хране за растућу популацију у земљама у развоју (Industry as a partner for sustainable development-Water Management-International Water Association, 2000). Ако загађење настави да прати прираст становништва, изгубиће се 18.000 км³ свеже

воде до 2050. године - девет пута више од укупне количине коју свет данас користи за наводњавање.

Од укупне светске потрошње слатководних ресурса наше планете око 21% се троши на наводњавање (таб. 13). Ова криза могла би да се ублажи када би се за наводњавање користиле прерађене отпадне воде. Пољопривредници у земљама у развоју користе ову методу за око 10% наводњаваног земљишта (Vorota, 2007).

Табела 13. Укупно наводњаване површина од укупно обрадивих (%) (ФАО, 2014) (<http://www.fao.org-aquastat>)

Континенти	1970	1990	2012
Свет	12.9	17.0	20.8
Африка	4.5	5.5	5.2
Америка	8.9	11.4	13.1
Азија	25.2	31.1	41.4
Европа	4.9	8.4	8.9
Океанија	3.5	4.1	6.7

С обзиром на степен загађености и угрожености водених екосистема, многи од њих су изгубили своју првобитну улогу. Неки нису више погодни ни као изворишта за наводњавање. Све је већа појава смањења резерви подземних вода, што се негативно одражава на вегетацију у екосистемима. До смањења количина залиха воде у земљишту долази због ширења урбаних средина са повећаним површинама, које су покривене бетоном или асфалтом по којима вода која долази из атмосфере не отиче и не упија у земљиште, као и због смањења површина под природном вегетацијом.

Загађење вода

Свака квалитативна и квантитативна промена особина и састава вода подразумева се да је загађење воде. Загађење површинских вода у великој мери проузрокује загађење подземних вода. Загађење река са међународним током, мора и океана представља светски проблем. Због тога се на глобалном нивоу велика пажња поклања загађењу вода, последицама загађења и заштитним мерама. Систематска контрола квалитета површинских вода врши се ради: процене бонититета водотока, праћења тренда загађивања вода и способности самопречишћавања, као и оцене подобности за водоснабдевање, рекреацију грађана и наводњавања, а у циљу заштите изворишта водоснабдевања, заштите здравља становништва, очувања квалитета

водних ресурса и превенције укључивања перзистентних опасних неорганских и органских материја у ланце исхране.

Према критеријумима за квалитет воде из Уредбе о класификацији вода међурепубличких водотока, међудржавних вода и вода обалног мора (Сл. Лист СФРЈ, бр. 6/78.), воде су сврстане у четири класе квалитета (у односу на њихову намену и степен чистоће).

Класу I чине воде које се у природном стању уз евентуалну дезинфекцију, могу употребљавати за пиће и у прехранбеној индустрији, а површинске воде и за гајење племенитих врста риба (салмониде).

Класу II чине воде које се у природном стању могу користити за купање и рекреацију грађана, спортове на води или гајење других врста риба (ципринида). Оне се уз уобичајене методе пречишћавања (коагулација, филтрација, дезинфекција) могу употребљавати за пиће, и у прехранбеној индустрији. Највећа међународна река на нашим просторим - Дунав сврстана је у II класу квалитета воде, сви водотоци који се у њега уливају не би смели да излазе из оквира I и II класе.

Класу III чине воде које се могу користити за наводњавање, а после уобичајених метода обраде (кондиционирања) и у индустрији, осим у прехранбеној.

Класу IV чине воде које се могу употребљавати за друге намене само после одговарајуће обраде.

У досадашњој пракси се оцена квалитета воде у водотоцима вршила само на основу физико-хемијских и биолошких параметара. У Оквирној директиви о водама Европске уније (ОДВ) (Directive of the European parliament 2000; Kamra и Hansen, 2004; Љујић и Сундаћ, 2005.), квалитет површинских вода одређује се на основу оцене његовог хемијског и еколошког статуса. Притом је “еколошки статус” исказ о квалитету структуре и функционисања водених екосистема у површинским водама. У случају река, класификација еколошког статуса се заснива на три групе показатеља: а) биолошки елементи (састав и богатство акватине флоре и фауне), б) хидроморфолошки елементи (хидролошки режим, континуираност речног тока и морфолошки услови) и ц) хемијски и физичко-хемијски елементи.

Оквирна директива о водама Европске уније (ОДВ) представља прекретницу у управљању водама, јер захтева мултидисциплинарни приступ и уводи у праксу нове обавезне активности. Једна од најинтересантнијих је анализа и праћење хидроморфолошких промена. Ова потпуно нова активност је отворила низ питања о томе на који начин вредновати ове промене и управљати њима. Због тога је у Европи објављен низ докумената из области хидроморфологије, од практичних приручника за имплементацију ОДВ до студија и

синтезних докумената са различитим примерима добре праксе (Младеновић-Бабић и Нинковић 2009).

Оцена квалитета вода врши се према Правилнику о опасним материјама у водама (Сл. Гласник СРС, 31/82) (таб. 14). Овим Правилником су прописане опасне материје које се не смеју директно или индиректно уносити у воде, а то су оне, које због свог састава, количине, степена радиоактивности или других особина, могу довести у опасност живот и здравље људи, риба и животиња.

Табела 14. Максимално дозвољене количине (МДК) загађујућих материја у површинским водама (по класама) (Правилник о опасним материјама у водама (Сл. Гласник СРС, 31/82)

Загађујућа материја (мг л ⁻¹)	Количина мг л ⁻¹			
	I	II	III	IV
Нитрати NO ₃ ⁻	10	10	15	15
Нитрити NO ₂ ⁻	0,05	0,05	0,05	0,05
Бакар Cu	0,1	0,1	0,1	0,1
Гвожђе Fe	0,3	0,3	1,0	1,0
Цинк Zn	0,2	0,2	1,0	1,0
Кадмијум Са	0,005	0,005	0,01	0,01
Хром (шестовалентан)	0,01	0,01	0,01	0,01
Хром (тривалентан)	0,1	0,1	0,5	0,5
Олово Pb	0,05	0,05	0,1	0,1
Растворен кисеоник	8	6	4	3
Биохемијска потрошња кисеоника ВРК	2	4	7	20
Хемијска потрошња кисеоника из КМnO ₄	10	12	20	40
Суспендоване материје	10	30	80	100
Суви остатак филтриране воде		350	1000	1500
Амонијак	0,1	0,1	0,5	0,5

Према врсти, изворима и типовима загађења постоје бројне класификације. Тако се могу разликовати отпадне воде којима се повећава потрошња кисеоника, количина органских киселина, минералних и неорганских соли, чврстих и радиоактивних материја. Затим, могу да се класификују на урбане, индустријске, пољопривредне и др. отпадне загађујуће воде.

У употреби је класификација на основу врсте, дејства и последица загађивача.

Хемијски загађивачи - мењају се неке особине воде (рН вредност, количину раствореног кисеоника, мирис, укус и друго). Хемијско загађење може бити органског или неорганског порекла. Органске материје у површинске воде доспевају падавинама, спирањем са земљишта, отпадним водама (градске и комуналне) и др. Најзначајнија изворишта органског загађивача вода су прехранбена индустрија, урбани отпаци и пољопривреда. Са становишта еколошког значаја веома важна особина органске материје је њена приступачност за сапрофитне микроорганизме у воденим системима. Органске загађујуће материје могу да се поделе на четири категорије: органске материје које не подлежу разградњи (синтетизоване материје), материје чија је разградња спора, материје које се брзо разграђују и органске материје које имају токсично дејство. Индустрјски и урбани отпад су главни извори загађења неорганским материјама. Неорганске материје у водама претежно се налазе у јонском облику, и утичу на живи свет, јер поједини јони су неопходни за водене организме (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO^{3-}). Високо токсични загађивачи вода су тешки метали (жива, арсен, кадмијум, хром, и др). Количина и састав растворљивих неорганских материја (концентрација соли) су веома значајни при процени могућности коришћења вода за наводњавање. Зато је веома значајно утврђивање рН вредности вода. У свежим стајаћим водама рН вредност се креће од 3 до 10, а у текућим од 6,5 до 8,5. У површинским слојевима рН вредност је увек нешто већа него у дубљим.

Физички загађивачи - утичу на промене физичких особина воде (температуру, провидност, промену осмотског притиска, боје, мириса, радиоактивност и др).

Биолошки загађивачи - уколико су патогени микроорганизми могу негативно утицати на раст и размножавање веома богатог живог света у водама.

Радиоактивно загађење које настаје хаваријама на нуклеарним електранама.

Топлотно загађење проузочковано је водама које се користе за хлађење турбина у термоенергетским и нуклеарним постројењима. Неповољан утицај ових вода огледа се у смањењу количине раствореног кисеоника раципијента, због повећање температуре. Ово даље изазива поремећај у размножавању и исхрани водених организама. Испуштање термички загађених вода из термоелектрана и слично, дозвољено је до граница које треба утврдити посебним студијама, и о могућности пријема термичког загађења од стране водотока. При том се мора водити рачуна, да се не угрозе постојећи екосистеми, не убрзају негативни процеси на речном дну (посебно код

успорених деоница) и не наруше повољне квалитативне карактеристике речних вода за поједина коришћења. Сем тога, саме хидроцентралне емитују и представљају потенцијалне загађиваче. Хидроелектрана Ђердап 2, годишње испусти око 100 милиона м³ техничке воде и 20.000 м³ санитарне отпадне воде.

Проблем заштите вода није могуће решити само коришћењем уређаја за пречишћавање отпадних вода. Једино путем управљања квалитетом вода могуће је ускладити различите намене и начине коришћења вода. Количина отпадних вода је различита и зависи од привредног и друштвеног развоја (таб. 15).

Табела 15. Количина загађујућих материја у водама у Србији (Водопривредна основа РС, 2001)

Врсте загађивача	Војводина	Централна Србија	Укупно
Укупно м ³ .дан ⁻¹	460.000	1.630.000	2.090.000
Укупно азота кг.дан ⁻¹	14.400	48.300	62.700
Укупно фосфора кг.дан ⁻¹	8.600	13.500	22.100

Да би се због порекла и степена загађености, отпадне воде могле разликовати, различито се квалификују.

Класификација по степену загађености и начину пречишћавања:

1. **Веома загађене, концентроване отпадне воде** - садржај опасних материја у њима знатно превазилази вредност максимално дозвољених концентрација за воду (МДК_в). Да би се ове вредности свеле у дозвољени опсег, неопходно је да се разблаже огромним количинама чисте воде, што је са еколошког и економског аспекта неприхватљиво, те се опасност од њих одстрањује хемијским пречишћавањем.

2. **Слабо загађене, разблажене отпадне воде** - сусрећу се у великим количинама, концентрације опасних материја су ниске, тако да се њихова вредност само благим разблаживањем своди знатно испод МДК.

3. **Условно чисте отпадне воде** - обично су оне воде које се користе у помоћним технолошким процесима, на пример за расхлађивање. Ове воде не садрже опасне материје, сматрају се хемијски безопасним, а могу се користити за загревање пластеника, грејање и слично.

4. **Индустријске отпадне воде погодне за биолошку обраду** - загађене су углавном органским продуктима, могу се пречистити само биолошком обрадом, без посебног хемијског третмана.

5. **Остаци купатила за бојење, матичне лужине и слично** - садрже високу концентрацију опасних материја и уколико постоји могућност њиховог издвајања, за накнадну употребу се морају неутралисати посебним третманом.

6. **Воде које се рециклију** - могу се користити више пута, без сакупљања у посебним резервоарима за отпадне воде.

7. **Отпадне воде санитарних чворова, кухиња и слично** - у хемијској индустрији пречишћавају се само биолошким третманом, обично се мешају са индустријским водама четврте категорије.

8. **Зауљене канализације** - заступљене у нафтној индустрији и складиштима нафтних деривата. Механички начин одстрањивања отпадних материја из воде, одвојена вода се одводи у реципијент, док се масне отпадне материје уништавају или враћају у производни процес.

С обзиром на различите изворе и врсте загађења, загађивачи површинских вода могу се сврстати у две категорије:

1. концентрисани загађивачи и
2. расути извори загађења.

Концентрисани извори загађења

Концентрисани извори загађења вода су отпадне воде из градских насеља, индустријских објеката, енергетских објеката и пољопривреде. Ове воде такође, обухватају испуштене воде из јавне канализације и отпадне воде из сектора рударства, прерађиваче индустрије, снабдевања електричном енергијом, гасом и паром и области сакупљања, третман и одлагање отпада и санација, рекултивација и управљање отпадом, а не укључују проточне воде из хидроелектрана.

Отпадне воде урбаних и субурбаних насеља су резултат животне активности и делатности становништва и разликују се по степену токсичности. Количина отпадних вода по становнику према различитим изворима износи од 60-2000 дм³ на дан. Отпадне воде насеља могу да садрже велике количине суспендованих материја као и различите чврсте честице органског и/или неорганског порекла, при чему органске супстанце потичу од остатака хране и различитих излучевина људи и животиња, а неорганске настају од прања објеката, из домаћинства, затим соли и чврстих отпадака различитих састава.

Од неорганских елемената у овим водама могу да се нађу азот, фосфор, калцијум, натријум, магнезијум и калијум.

Отпадне воде из насеља су обично алкалне реакције са ниском концентрацијом растворених материја од 450-650 мг/дм³, различите по хемијском саставу. У овим водама налази се и велики број различитих врста микроорганизама, где знатни број припада групи патогених микроорганизама изазивача многих заразних болести. Из тог разлога ове воде не могу да се користе у пољопривредној производњи без претходног пречишћавања.

Отпадне воде могу се поделити на:

1. **Комуналне воде**, које имају високо органско загађење, висок садржај различитих група микроорганизама, специфичне материје, и др. За њих је карактеристичан константан састав у једном региону у дужем периоду. У урбаним насељима постоји проблем канализационих система и они су у уској вези са снабдевањем насеља водом високог квалитета. Развој канализационих система знатно заостаје за развојем водоснабдевања становништва. У Србији канализациону мрежу има око 46% становништва, а постројење за пречишћавање градских отпадних вода изграђена су у 28 насеља.

2. **Индустријске воде**, представљају мешавину комуналних и индустријских отпадних вода. Према загађењу индустријске отпадне воде могу да се поделе на оне које садрже неорганске, органске материје биолошки теже или лакше разградљиве.

Ако у води има тешких метала Cu^{2+} , Cr^{6+} , Cd^{2+} , макар и у малим количинама (на пример 0,1 мг/л), деловање бактерија може да буде потпуно онемогућено. Присуство сулфида, у концентрацији од 25 мг/л, може потпуно да заустави биолошке процесе у активном муљу.

Штетне материје које се налазе у индустријским отпадним водама могу се поделити на:

- јоне метала који негативно утичу на биолошку разградњу органских материја,
- киселине и базе, које изазивају корозију водова, објеката, опреме, утичу на процес таложења, успостављају или заустављају биолошке процесе, проузрокују мирис и интензивну боју,
- запаљиве материје, које доводе до пожара и експлозије,
- масноће и влакнасте материје, које могу да зачепе отворе, водове и црпке, преоптерећују дигесторе,
- отровни гасови, који угрожавају безбедност особља на систему за пречишћавање,

- каменчићи и песак, зачепљавају водове, таложе се у објектима, изазивају абразију црпки, ремете функционисање решетки и сита,
- детерџенти, фенол и остале токсичне материје пореклом из вода коришћених за чишћење објеката и опреме у индустрији, (млекаре, кланице, пиваре и др), расхладних система (хладњача) и друге.

Због великог броја токсичних материја у индустријским водама њихово изливање у канализациону мрежу, а поготово изливање у природну средину је законом забрањено. Индустријске воде пре пуштања у јавни канализациони систем морају да задовоље одређене стандарде, како би се смањило угрожавање људи. Индустријске отпадне воде потичу најчешће из хемијске, петрохемијске, прехрамбене, кожарске, металопрерађивачке, енергетске индустрије и објеката термоелектрана (таб. 16). Индустријске отпадне воде постају све већи проблем као загађивачи површинских, а посебно подземних вода.

Табела 16. Најчешћи продуценти отпадне материје из индустрије (Милановић и сар 2008)

Делатност	Укупно	Земљиште	Водоток	Канализација
Укупно	3.477.07	26.870	3.362.45	76.782
Прехрамбена производња и производња пића	44.211	6.739	13.033	24.327
Текстилна индустрија	1.862	3	1.212	647
Производња папира и целулозе	4.068	0	3.948	120
Хемијска индустрија	21.437	2.922	16.736	1.772
Производња неметала	6.702	543	2.844	3.315
Производња метала	51.326	37	50.109	1.180
Производња електричне енергије	3.264.88	3.433	3.246.35	4.233

Индустрија папира и целулозе је један од највећих загађивача и потрошача вода (за 1 кг папира троши се 500-1.000 дм³ воде). У отпадним водама из индустрије целулозе налазе се велике количине органских и неорганских материја, боје, тешких метала, фенола, сулфата и др. Отпадне воде из рафинерија за прераду нафте када

доспеју у површинске токове вода спречавају фотосинтезу, обнављање утрошеног кисеоника услед чега долази до нарушавања живог света у водама. Наиме, нафта је спороразградива те на површини воде ствара скраму која спречава пролазак сунчеве светлости, доток кисеоника и смањење температуре услед чега долази до поремећаја у равнотежи аквакултуре. Отпадне воде које настају у производњи и обради метала врло често садрже извесну количину тешких метала. Отпадне воде кожарске индустрије сматрају се најпрљавијим. Садрже већу количину неорганичких једињења натријум-хлорида, натријум-сулфата, никла, калцијум карбоната, као и органичких материја као што је длака, делићи коже и меса, органичких киселина и др. Такође, могу да садрже одређене изазиваче заразних болести. Отпадне воде из млекара поред неорганичких елемената азота, фосфора, калијума, калцијума садрже и примесе органичких материја (млеко, масти нерастворљиве протеине) те се одликују већим биолошким загађењем. Међутим имају киселу реакцију те негативно утичу на воде у које се испуштају. Отпадне воде из производње алкохолних и безалкохолних пића одликују се већим садржајем растворених органичких и суспендованих материја.

Отпадне воде шећерана спадају у велике загађиваче површинских вода органичким материјом. Отпадне воде шећерана имају слабо алкалну реакцију и садрже материје које брзо и лако труле, због чега се издваја водониксулфид и сумпорводоник који шире непријатни мирис. Укупно оптерећење отпадних вода органичким материјама из шећерана на потезу Врбас-Кулуа-Црвенка је 1,23 т ХПК₅/х или 0,60 т БПК₅/х, што чини око 78 % укупног органичког оптерећења у индустријском басену Врбас-Кула-Црвенка. Посебан проблем представља кратак временски период испуштања отпадних вода шећерана (око 100 дана, колико и траје прерада шећерне репе), чиме се значајно нарушава квалитет воде латералног канала и Великог Бачког Канала, што представља проблем за животну средину (Извор: <http://www.eko.vojvodina.gov.rs/>).

3. Отпадне воде из пољопривреде углавном потичу са сточарских фарми са течним изђуравањем. Значајна количина стајњака (чврстог и течног) настаје на фармама говеда. На дневном нивоу продукција стајњака по грлу крупног говечета износи 45 кг, а свиња 3кг. Отпадне воде из сточарске производње веома често садрже хигијенска и заштитна средства, остатке лекова и разних хормона која се користе у исхрани домаћих животиња. Ове воде су по саставу сличне са водама из домаћинства, па је и систем пречишћавања сличан. Отпадне воде из пољопривреде и прехрамбене индустрије морају се подвргнути процесима самопречишћавања и пречишћавања.

Да би се количина воде у производњи смањила, неопходно је да се иста вода поново користи за исту или неку другу операцију у производњи, где захтеви у погледу квалитета и чистоће воде нису превише строги. У оваквим случајевима постоји могућност да се отпадне воде подвргну пречишћавању и поново врате у процес, што умањује утрошак воде за 10 до 15 пута. Поновним коришћењем технолошке воде истовремено се повећава концентрација оних материја које загађују воду, тако да се олакшава издвајање примеса. На контаминацију површинских вода и смањење нивоа подземних вода значајно утичу и површински копови угља. Тако на пример погони прераде угља у Лазаревцу за технолошке процесе користе воду са водозавхвата на реци Колубари где се захвати 2.040.000 м³ сирове воде. Те воде се после технолошког процеса или техничке употребе, поново као пречишћене отпадне воде, враћају у реку Колубару у количини 504.000 м³ годишње. Ове технолошке отпадне воде носе у себи велике количине органске и неорганске материје, и феноле највећим делом у суспендованом облику, чије концентрације су у реципијенту различите у зависности од места улива (таб. 17).

Табела 17. Количина загађујућих материја у реци Колубари у зависности од места улива отпадних вода (мг л⁻¹) (Томић *и сар.*, 2012)

Место узорковања	Сусп. матер	Орг. мат.	Хлор иди	Сулф ати	Кисе лине	О ₂₋₅ дана	Фено ли
100 м узводно од улива	6,50	13,11	16,46	32,93	11,54	8,122	0,012
отпадне воде							
Отпадне воде	267,5	916,1	62,12	98,75	-	-	1,391
100 м							
низводно од улива	42,00	18,59	40,66	46,67	0,85	10,83	5,55
отпадне вода							

Површинске и подземне воде могу бити загађене радиоактивним материјама које доспевају након хаварија погона нуклеарне индустрије и нуклеарних електрана. Радиоактивне материје у канализационим водама могу да се нађу као последица коришћења радиоактивних изотопа у нуклеарним и медицинским истраживањима. Радионуклиди се не накупљају у води подједнако, јер се не везују у земљишту на исти начин и истом степену. До данас још увек није утврђен поуздани и ефикасни систем за пречишћавање вода од

радиоактивне контаминације, зато што се ова једињења не могу претворити у неактивна.

Директива Европске уније 91/271/ЕЕС регулише проблематику сакупљања, пречишћавања градских отпадних вода и одређених индустријских грана (Council Directive 91/271/ЕЕС). Према Директиви, врста и степен пречишћавања, одређује се у зависности од врсте водопријемника, у смислу, да ли се ради о „осетљивом“ или „мање осетљивом“ подручју. Индустријске отпадне воде које се испуштају у јавну канализацију (индиректни испуштачи), треба да одговарају прописаним условима испуштања, што се обезбеђује претходним пречишћавањем.

Услови испуштања у јавну канализацију, односно критеријуми претходног пречишћавања, се прописују на основу следећих општих начела:

- заштитити здравље особља које ради у сабирним системима и постројењима за пречишћавање,
- обезбедити да сабирни системи, постројења за пречишћавање отпадних вода и опрема на њима не буду оштећени,
- обезбедити неометани рад постројења за пречишћавање отпадне воде и обраду муља,
- обезбедити да пречишћена отпадна вода, која се излива са постројења за пречишћавање, не утиче неповољно на животну средину,
- обезбедити да се муљ који настаје код пречишћавања отпадне воде, може одлагати без штетног дејства на животну средину.

Табела 18. Количине отпадне воде у Републици Србији 2012-2013 (Извор:Републички завод за статистику)

	Отпадне воде укупно	Из домаћин ства	Из индустриј е	Остали сектори
2012. година				
РЕПУБЛИКА СРБИЈА ¹	313192	226484	49591	23360
СРБИЈА – СЕВЕР	180459	127580	29986	12466
Београдски регион	119482	83551	24284	1984
Регион Војводине	60977	44029	5702	10483
СРБИЈА – ЈУГ	132733	98904	19605	10893
Шумадија и Западна Србија	76372	56262	11016	6960
Регион Јужне и Источне Србије	56361	42642	8589	3933
2013. година				
РЕПУБЛИКА СРБИЈА ¹	309949	221530	50235	24136

СРБИЈА – СЕВЕР	180865	125923	31432	12193
Београдски регион	118136	82166	23749	1921
Регион Војводине	62729	43757	7683	10272
СРБИЈА – ЈУГ	129084	95607	18803	11943
Шумадија и Западна Србија	76311	55817	11698	6605
Регион Јужне и Источне Србије	52773	39790	7105	5338

Укупна количина отпадних вода из општина Републике Србије са системима јавне канализације у 2013. години мања је за 3,1% у односу на референтни период 2012. године, док је количина отпадних вода из општина без система јавне канализације у 2013. години већа за 7,8% него у 2012. години. У 2013. години пречишћено је за 1,7% више отпадне воде него у 2012. години. Количине отпадне воде из индустрије у 2013. мање су за 13,9% у односу на 2012. годину, док је проценат пречишћених отпадних вода већи за 1,0% (http://webzrs.stat.gov.rs/WebSite/repository/documents/00/01/54/10/11-Zivotna_sredina.pdf) (таб. 18).

Расути извори загађења

Транспортни пловни објекти су најчешћи неконтролисани расути извори загађења површинских вода. Загађења која долазе на овај начин су пре свега настали избацивањем чврстог отпада (амбалаже), отпадне воде из санитарних уређаја, пепела, мазива мотора, отпадне воде којима се перу резервоари танкера за пренос робе, просути загађивачи приликом утовара и претовара робе, разна средства која се користе у заштити бродова од корозије. Загађујуће материје се веома брзо преносе водом тако да су велика опасност за све биоценозе.

Загађење нафтом је најактуелнији проблем на светском нивоу, не само због великих количина којима се воде загађују него и због слабе биолошке разградње нафте. Нафта која се нађе на површини воде улази у екосистем испаравањем као и биолошким и фотохемијским разлагањем. Важна улога у разградњи нафте припада бактеријама и гљивама као и воденим биљкама који у процесу фотосинтезе издвајају кисеоник који потпомаже оксидативне процесе. Иначе процес пречишћавања загађене воде нафтом је скуп и сложен.

Ерозија и бујични токови, такође, су у категорији расутих извора загађења површинских вода. Они уносе муљевите и земљане материјале чиме загађују воду органским минералним растворљивим и нерастворљивим материјама. Као последица јавља се замућеност вода и изворишта. Основни узроци ерозије су сеча шума, неправилна обрада земљишта, нагиб терена, геолошки састав земљишта и клима.

Депоније смећа у урбаним и индустријски развијеним областима представљају потенцијалну опасност за загађење вода. Наиме, из депонија се процеђују често опасне материје које су опасност за подземне и површинске воде. Вађење песка и шљунка такође доводи до низа последица као што је ремећење подлоге одношењем песка, промене правца водотока до осиромашења биљног света.

Загађење подземних вода

Подземне воде представљају обновљив природни ресурс. Подземне воде из већих дубина су бистре без укуса и мириса, без садржаја органске материје и могу се користити за пиће без претходног пречишћавања. Воде дубоких издани су мањег значаја за пољопривредну производњу. Састав воде зависи од дубине прве издани које су веома осетљиве на антропогено деловање. Подземне воде плитких издани су део хидросфере и њихово очување квалитета представља важну улогу у очувања укупних резерви вода. Вода плитких издани врло често постају рецепијенти отпадних вода из пољопривреде и домаћинства.

Од посебног значај за Србију су извори подземних вода, будући да се из њих подмирује око 90% потреба индустрије и домаћинства и око 70% потреба за пијаћом водом. Квалитет подземних вода зависи од великог броја чинилаца као што су особине геолошког супстрата од падавина, наводњавања, количине загађујућих материја. До загађења подземних вода може доћи услед брзог површинског отицања или брзог процеђивања отпадних вода које су карактеристичне на лаким песковитим земљиштима. Уколико је земљиште богатије колоидима глине, утолико је мања могућност продирања загађујућих материја у дубину. Смањење процеђивања отпадних вода може бити на земљишту које је прекривено вегетацијом, јер биљке усвајају значајну количину загађујућих материја чиме штите подземне воде.

Ћубрење са повећаним количинама азотних ђубрива може да доведе до загађење подземних вода нитратима, а употреба већих количина фосфорних до повећање концентрације фосфата у подземним водама. Са еколошког аспекта нарочито је штетан повећан садржај нитрата у подземним водама, јер може утицати на поремећај дозвољене количине нитрата (50 мг л^{-1}) у води за пиће. Повећаној количина нитрата у подземним водама може да допринесе близина депонија и отпадних вода са сточарских фарми.

Подземне воде могу да загаде и веће количине пестицида који се примењују на лаким и песковитим земљиштима. Утицај пестицида на живи свет у водама зависи од активне материје пестицида,

концентрације и времена разлагања. Ово се односи највише на групу хербицида чија потрошња је 50% од укупне потрошње пестицида. Поједини хербициди (триазински, фенилуреа) су умерено растворљиви и одликују се великом покретљивошћу у земљишном раствору самим тим и великом могућношћу доспећа у подземне воде. Због високих биоконцентрационих фактора, перзистентности и ниске деградабилности ових једињења, односно потенцијалне биоакумулације у флори и фауни воденог екосистема, праћење садржаја хербицида у динамичним воденим екосистемима је од примарног значаја за утврђивање контаминираности конкретних акватичних система, као што је на пример Дунав (Костадиновић и Векић, 2008). Да би се опасност од присуства пестицида у пијаћој и техничкој води смањила, утврђене су максимално дозвољене концентрације свих присутних пестицида у води. У сеоским насељима велику опасност за загађење подземних вода представљају неадекватно изграђене септичне јаме. Посебна опасност представљају септичке јаме које се налазе у близини водозахвата. У индустријским насељима често се у отпадним водама налазе тешки метали (цинк, олово, кадмијум, гвожђе и никл) који могу посредно да стигну до подземних вода као и у воду за пиће која се водозахватима прерађује из река.

Табела 19. МДК које се односе на концентрацију загађивача у пријемном водотоку у тачки потпуног мешања

Супстанца	МДК (мг л ⁻¹)	Показатељи штетности
Жива	0.005	Санитарно технички
Олово	0.05	„
Цијаниди	0.01	„
Арсен	0.01	„
Бакар	0.1	Опште санитарни
Цинк	1.0	„
Хром	0.05	„
Детерџенти	0.2	„

Загађење вода регулише се Законима као што су: Правилник о опасним материјама у водама (Сл. Гласник СРС, 31/82), Правилник о техничким и санитарним условима за упуштање отпадних вода у градску канализацију (Сл. Лист Града Београда 5-224/98), Правилник о хигијенској испраности воде за пиће (Сл. Лист СРЈ 42/98).

Укупна продукција отпадних вода у Србији је око 3,5 милиона м³ на дан. Од укупне продукције око 70% потиче из индустрије, чије

отпадне воде учествују са око 50% у органском оптерећењу, и око 75% у укупној маси суспендованих материја (Андрић, 2010). Укупни извори концентрисаног загађења који би требали да буду подвргнути третману износе око 13,5 милиона ЕС (еквивалентних становника). Очекује се да ће се са развојем индустрије (и поред рецикулације), као и са проширивањем канализационе мреже насеља, количина отпадних вода повећати за око 3,2 пута у односу на садашњу количину.

Еутрофикација вода

Последица загађења вода је њихова еутрофикација. Еутрофикација је процес старења водених система чији су узроци ван екосистема или су природни процеси. Еутрофикација је углавном карактеристична за стајаће воде (језера). На еутрофикацију у великој мери утичу воде које у њих доспевају спирањем са околних површина, отпадним водама из индустрије и од урбаног отпада и падавинама.

У условима интензивне пољопривредне производње обрадиве површине су велики контаминанти површинских вода. Површинске воде које се сливају са обрадивих површина, на којима су примењиване велике количине средстава за исхрану и заштиту биљака, уносе повећане количине азота и фосфора, те доводе до појаве биолошке продукције. Сматра се да је при еутрофикацији површинских вода, концентрација фосфата важан чинилац развоја водених биљака, јер подстиче раст водених биљака и развој алги. За повећану количину биолошке материје потребне су веће количине кисеоника за разлагање исте, те се троши велика количина кисеоника, услед чега се смањује ниво раствореног кисеоника. Брзина еутрофикације зависи од климатских услова, дубине воде и концентрације посебно фосфата у отпадним водама које се уливају. Природна еутрофикација тече споро и представља процес мењања животне средине под утицајем живог света. Србија има проблем и са еутрофикацијом, што се везује за неконтролисано коришћење ђубрива и отицање отпадних вода из градских извора и фарми.

У таквим условима стварање органске материје је брже од њене минерализације, долази до њеног таложења на дну језера чиме се смањује дубина воде, чиме се језера претварају у мочваре. У оваквим језерима повећава се количина биомасе биљног света, а посебно количина алги које се крећу 500 јединки по cm^3 воде. Развој већег броја алги може бити и видљиво на површини воде. На пример у децембру месецу 2013. године у акумулацији воде за водоснабдевање града Ужица равиле су се цијанобактерије *Planktothrix rubescens*. За

разлику од већине цијанобактеријских врста, *Planktothrix rubescens*



Слика 18. Површина акумулације
Врутци водозахвата Ужице
(Сликао: Д. Цвијановић)

разликује се по могућности да користе фосфор неорганског и органског порекла, те има велику могућност преживљавања. Зато ова врста представља већу опасност по екосистем, јер је тешко искоренити (Блаженчић и сар., 1990; Svirčev и сар., 2007). У оваквим средима због разградње органске материје троши се велика количина кисеоника. Воде су слабо прозачне, промењене физичке и хемијске особине што за

последицу има смањење концентрације врста живог света нарочито риба (сл. 18).

Израженији негативан утицај на екосистем је у Суботици, јер су до 1976. године град Суботица, и његова индустрија испуштали отпадну воду у језеро Палић без икаквог пречишћавања. Најопаснији загађивачи били су хемијска и прехрамбена индустрија. Прва, због соли које су често биле токсичне за водени свет, а друга због велике количине органских материја. Промене настале загађењем одразиле су се на смањење популације птица које су животним активностима везане за трску, као и помор риба 1971године.

Воде природних водотока имају способност самопречишћавања (процес аутопурификације). Степен разлагања органске материје у водама и самопречишћавање зависи од температуре, присуства азота и фосфора за нормално функционисање водених организама, доступности кисеоника, интензитета и карактеристика инпута који долазе у водоток. Уколико су то токсичне материје, самопречишћавање је веома споро или никакво. Према Јемцеву и Ђукићу (2000), микроорганизми имају главну улогу и способност акумулације радиоактивних изотопа.

Дефинисање степена загађености вода

Степен загађености вода органским једињењима дефинише се количином кисеоника потребног за оксидацију у аеробној

микробиолошкој трансформацији органског загађивача. Та количина кисеоника назива се биохемијска потрошња кисеоника (БПК). Потребна количина кисеоника пропорционална је присутној количини органских материја, а процес декомпозиције органских материја одвија се у две фазе. У првој фази долази до оксидације угљеника до угљеникових оксида и водоника до воде. У другој фази азот оксидира најпре у нитрите а затим у нитрате (Савић *и сар.*, 2006). На основу тога дошло се до закључка, да се по утрошеној количини кисеоника, који је потребан за оксидацију органске материје присутне у води, може утврдити степен загађености воде (Цинклер, 1972).

Као показатељи загађености воде користе се две карактеристичне вредности:

- хемијска потрошња кисеоника (ХПК) и
- биолошка потрошња кисеоника (БПК).

ХПК представља потребну количину кисеоника за оксидацију органске материје присутне у води. Изражава се у мг кисеоника на 1 литар воде или ppm. За вредност ХПК од 20 мг/л (ppm) кисеоника и мање, сматра се да технолошка вода није загађена биолошки разградивим материјама. БПК представља утрошену количину кисеоника за оксидацију присутних органских материја, на одређено време (пет дана, БПК₅) и температури (20 °C). За вредности БПК₅ која не прелази 20 мг/л (ppm), отпадне воде се сматрају незагађеним.

Температура и време разградње утичу на величину БПК, тј. са повећањем температуре расте и брзина потрошње кисеоника (биохемијска оксидација). Сматра се да је потребно 5 дана како би се разградио већи део (70%) присутних органских материја. БПК карактерише биолошку активност отпадних вода и представља главни показатељ загађености отпадних вода. Вредности биолошке потрошње кисеоника (БПК), указују на количину органске материје и на доступност расположивог кисеоника микроорганизмима за разградњу органске материје (таб. 20). Хемијски потребна количина кисеоника (ХПК) и укупно потребна количина кисеоника (УПК) су показатељи концентрације органских компонената.

Табела 20. Растворени кисеоник БПК₅ према облицима производње (Извор: <http://www.ff.bg.ac.rs/>).

Врсте производње	БПК ₅ (mg/l)
у чистој води	10 mg/l O ₂
шпиритуса	260-300

конзервираног меса	750
коже	900
платна	1500
вуне	2000
кокса	4000

Присутност биолошки неразградивих материја у отпадној води манифестује се већом вредношћу ХПК у односу на БПК. У биолошки неразградиве органске материје спадају: целулоза, угљена прашина, лигнин, танин и већина од низа синтетичких органских једињења.

Општа количина кисеоника, неопходна за трансформацију угљено-органских једињења у угљену киселину, водоника у воду, азота у амонијак, сумпора у сумпорни анхидрид, назива се хемијска потрошња кисеоника (ХПК). Овај показатељ, као и претходни служи за оцену концентрације загађености воде, нарочито ако су присутне значајне количине индустријских вода. Ако је однос БПК₅ и ХПК већи од 0.7, отпадна вода се сматра лако разградивом и обрнуто.

Уобичајено је да се БПК₅ комуналних отпадних вода на дан и по становнику обично процењује према следећим критеријумима:

- одвојена мрежа (сепарациони систем): 54 г,
- полуодвојена мрежа: 60 г,
- јединствена мрежа (општи систем): 74 г.

Ове вредности се у сваком случају мењају зависно од броја прикључених становника и могу се превазићи нарочито када су у питању велика насеља. У Европској Унији прихваћено је да Еквивалент становник (ЕС) продукује 60 г БПК₅/дан.

Пречишћавање вода

Веома је значајно чување и руковање водама без непожељних последица по животну средину. Најзначајнији инструменти заштите слатководних ресурса су серије хемијских, физичких и биолошких третмана у пречишћавању отпадних вода. Такође, потребно је створити услове за природно самопречишћавање, који су дефинисани у Европи у Хелсиншкој конвенцији о заштити и коришћењу прекограничних водотока и међународних језера из 1966. године. Међународна заједница је суочена са различитим изазовима у вези могућности доношења правила која треба да обезбеде заустављање, смањење и спречавање деградације животне средине као и нерационалног коришћења водених ресурса.

Поремећаји екосистема, изазвани испуштањем непречишћених отпадних вода, временом су нарасли до таквих размера да се пречишћавање наметнуло као нужност. Како се пречишћавање отпадних вода мора платити, имамо данас у свету веома парадоксалну ситуацију. Развијене и богате земље трпе мање штете од неразвијених, сиромашних земаља, зато што у одређеној мери пречишћавају отпадну воду, док неразвијене то не чине (Николић *и сар.*, 2012).

Највећи део употребљене воде враћа се у природу као *отпадна вода*. Пошто су количине свеже воде које стоје на располагању ограничене, а потребе за њом се повећавају, вода почиње у све већој мери да се поново користи, свесно или несвесно (испуштањем отпадне воде у исте водотокове из којих се узима). На тај начин квалитет свеже воде је све више повезан са квалитетим отпадне воде. Да би се заштитио реципијент, односно изворишта свеже воде, отпадна вода се мора пречистити, односно морају се предузети мере да се вода у природи врати у приближно истом стању у којем је из ње позајмљена. Многи од директних загађивача воде, због високих цена извођења, као и због потребе за сложеним комплексним апаратурама, занемарују одређене фазе у комплетном пречишћавању отпадних вода.

Садржај опасних материја у отпадним водама може да буде различит, и то како по количини, тако и по врсти опасних материја. Ова разноврсност представља основни разлог што до сада нису нађене универзалне методе, ефикасне у пречишћавању отпадних вода, било које категорије. Обрада отпадних вода, у циљу пречишћавања и повраћаја исправних вода у реципијент, врши се на више начина, који су прилагођени појединим категоријама и чијом се применом могу уклонити неке од опасних материја. Да би се остварило потпуно одстрањивање опасних материја, неопходно је да се отпадне воде подвргну комбинованој обради (Гаћеша и Клашња 1994).

И поред разлика у појединим начинима, уочени су заједнички елементи обраде, што је омогућило класификовање свих начина пречишћавања отпадних вода у следеће групе пречишћавања: механички, хемијски, физичко-хемијски и биолошки начин.

Механички начин пречишћавања

Механично пречишћавање представља прву фазу у преради отпадних вода, јер отпадне воде често садрже и механичке примесе, које се из воде одстрањују као прве, пошто отежавају даљи ток пречишћавања. Оне се одстрањују на више начина: *таложењем, цеђењем, флокулацијом*. Овако пречишћене воде се затим подвргавају хемијској, физичко-хемијској и биолошкој преради, да би им се

садржај штетних материја свео на границе, које више не представљају опасност, било да се поново користе или испуштају у канализацију или водотокове.

Начин одстрањивања зависи од величине честица и њихове дисперзности у отпадној води. Уколико су честице већих димензија обично се примењује једноставно цеђење кроз решетке или сита. Код честица мањих димензија примењује се таложјење, често комбиновано са *коагулацијом (флокулацијом)*. Као коагуланти (флокуланти) се додају хемијска средства, која у води стварају пахуљице, које су у могућности да изазову убрзано таложјење нерастворних честица примеса. Одстрањивање ових примеса се обично изводи у уређајима посебно конструисаним у ту сврху: *уређаји за хватање песка, таложници, уређаји за бистрење*. Таложници се обично примењују за одстрањивање органских материја и то у облику муља, који није могао да се одстрани уређајима за хватање песка. По својој конструкцији могу бити *хоризонтални, вертикални и радијални*.

Функционисање таложника са заснива на смањивању кретања течности, тако да се муљ таложии на дну базена. Исталожени муљ који садржи опасне материје се после испумпава и пребацује на место, где се посебним третманом претвара у безопасну материју. Таложници се користе и за одстрањивање течних материја које загађују отпадне воде, а по специфичној тежини су лакше од воде.



Слика 19. Градски пречистач
града Суботице
(Сликао: Б. Цекуш)



Слика 20. Излазни канал са
пречистача
(Сликао: Б. Цекуш)

За разлику од чврстих примеса, које се издвајају на дну таложника, течности као што су: нафтни деривати, сирова нафта, органски и неоргански растварачи и разна уља, издвајају се на површини. Таложници за одвајање оваквих примеса називају се *сепаратори*. Издвојене штетне материје са површине отпадних вода сакупљају се у посебне сабирне резервоаре, а затим се или редестилишу или уништавају сагоревањем најчешће у котловима топлана.

Механичке примесе које се издвајају на дну таложника, одвајају се од течности коришћењем разних типова филтера, као што су *нучеви*, *филтер пресе*, *вакуум-добоши за цеђење*. Осим таложника и уређаја за бистрење, у новије време се за отклањање механичких нечистоћа из отпадне воде, користе и *хидроциклони*, чија је предност у томе што су им габарити знатно мањи од класичних уређаја, при приближно истим капацитетима.

Хемијски и физичко-хемијски начин пречишћавања

Даља обрада механички пречишћених отпадних вода, зависи од квалитативног и квантитативног садржаја штетних материја у њима. Да би се оне одстраниле, најчешће се користе методе које се базирају на: *отпаривању*, *сорпцији*, *јонској измени*, *екстракцији*, *коагулацији*, *неутрализацији*, *реакцијама оксидације и редукације*, *хиролизи* и *низу других реакција*, како би се опасне материје трансформисале у знатно безопасније, или потпуно безопасне материје. Ове реакције захтевају знатно сложеније уређаје, од оних за механички третман, уз редовно додавање одређених реагенса. Овако загађене воде се обично јављају у великим количинама, а спровођење хемијских мера пречишћавања је тешко извести. Неопходно је отпадне воде концентрисати, како би се сам процес пречишћавања скратио и олакшао.

За одстрањивање фенола, крезол, ксилола, нафтола, карбонске киселине и сличних материја из отпадних вода, примењује се *отпаривање дејством водене паре*. Тако се на пример, садржај фенола у отпадним водама може смањити за 95-98%. За одстрањивање дихлоретана, хлорбензола, бутилацетата, и сл. користи се *азеотропска дестилација*, пошто се у овом случају лако одвајају органске материје. При кондензацији дестилата долази до раслојавања и одвајања органског слоја.

Адсорпција може послужити за одвајање органских материја из воде. Као адсорбенти се користе *активни угљеви* и *синтетске смоле*. Десорпцијом воденом паром или растварачима адсорбоване материје, адсорбенти се могу регенерисати, а после одређеног пречишћавања (ректификација), се могу вратити у производни процес.

Јонска измена се користи за одстрањивање соли из отпадних вода. Као измењивачи јона користе се катјонске и анјонске смоле, које се после јонске измене регенеришу.

Пречишћавање отпадних вода може се вршити и *таложењем опасних материја дејством специфичних реактива*. Издвојени нерастворни талог се затим одваја механичким путем. Иако се овим путем неке опасне материје могу у потпуности издвојити из отпадних вода, ова метода има пар великих недостатака као што су: степен пречишћавања овим путем је веома ограничен, морају се примењивати и друге хемијске методе и метода је веома скупа. Она се примењује обавезно у неким специфичним случајевима, као што је пречишћавање галванских купатила.

Отпадне воде се могу пречишћавати и методом *екстракције*, при чему се као екстракциона средства користе: аними, фосфороганска једињења, трибутилфосфат, бензол, толуол, ксилол, керозин и друга екстракциона средства. Предност ове методе је у томе што може да се одстрани 96-98% опасних материја, тако да је њихов садржај знатно испод МДК. Губици у растварачима за екстракцију су практично занемарљиви (1,5-2,5% по једном циклусу екстракције). Наведене методе су регенеративне, материје које се издвајају и реагенси коришћени у пречишћавању могу се регенерисати, накнадно прочистити и вратити у производни процес.

У раду са водом из процеса органске синтезе, пошто се издвајају вишекомпонентне смесе токсичних и штетних материја, које представљају опасност за даљи рад, приступа се примени *деструктивних метода: спаљивање, хетерогена каталитичка оксидација и оксидација у течной фази*.

Спаљивање представља оксидационо-термички процес чији су крајњи производи: угљен-диоксид, вода, низ продуката насталих оксидацијом и остали присутни елементи: азот, сумпор, хлор, флуор, фосфор и други. Сматра се да је спаљивање најефикаснија метода у пречишћавању отпадних вода и најчешће се примењује. Састоји се у распршивању отпадне воде у продукте сагоревања органских горива. Температура на којој се врши спаљивање је изнад 1.000 °C. Уношењем воде у комору за спаљивање она тренутно испари, док токсичне материје потпуно сагоре. Минералне материје, присутне у овој води, издвајају се у виду чврстих истопљених честица и накнадно се избацују из коморе. Главни недостатак ове методе је велики утросак топлоте, чак и када су отпадне воде јако концентроване и стога су испитане и друге деструктивне методе за пречишћавање отпадних вода.

Окисдација у течной фази се изводи дејством ваздушног кисеоника, на температури од 150-170 °С и под притиском од 300 атмосфера. На овај начин се пречишћавају отпадне воде које садрже полимере, ацетон, фенол, анилин, аминe, формалдехид, халогенска једињења, и низ других материја у раствору или суспендованом стању.

Хетерогена катализована окисдација је најмање заступљена метода у практичној примени, због проблема који настају услед тровања катализатора.

Све методе хемијског и физичко-хемијског пречишћавања отпадних вода примењују се у посебним погонима, на местима где се загађеност може дефинисати. Стога се ове методе сматрају локалним. Овако третиране отпадне воде нису апсолутно безбедне, тако да се мора обавити и биолошки третман у завршној обради.



Слика 21. Узорковање воде након третмана. Систем за пречишћавање Соса Сота Hellenic Bottling COMPANY Serbia (Сликала Б. Мијаковац)



Слика 22. Очитавање резултата раствореног кисеоника након третмана помоћу оксисонде (Сликала Б. Мијаковац)

Биолошко пречишћавање отпадних вода

Биолошка обрада представља последњу фазу пречишћавања отпадних вода, што значи да све преостале материје које загађују отпадне воде треба трансформисати у безбедне продукте њихове окисдације. Ова метода се остварује деловањем микроорганизама, који за своју исхрану могу да користе разне органске производе,

природног и синтетског порекла, и изванредно велики број неорганских материја, као што су сулфиди и амонијумове соли. Ови микроорганизми трансформишу органске материје до крајњих продуката њихове оксидације, угљен диоксида и воде, уз неопходни утросак кисеоника (Белић, 2007).

Осим органских материја, микроорганизми у биолошком пречишћавању воде користе и биогене елементе: *азот, фосфор, калијум, магнезијум, калцијум, сумпор, гвожђе* и друге, при чему се повећава њихова ефикасност у процесу. Најјефтинији извор биогених елемената су комуналне отпадне воде, тако да се показало веома погодно мешање са технолошким отпадним водама, при њиховој биолошкој обради. Мора се водити рачуна о односу ових вода, при мешању, због садржаја и врсте материја у њима. Позитиван ефекат мешања отпадних вода објашњава се тиме, што микроорганизми прво делују на угљене хидрате, протеине и масти из комуналних вода, а затим на остале органске материје технолошких отпадних вода.

На живот и активност микроорганизама негативно утичу повишене концентрације токсичних материја, те је стога неопходно да оне не прелазе границу МДК за отпадне воде. Неповољно на биолошку обраду отпадних вода делују и нагли изливи загађених вода у средину у којој се већ она одвија. Најповољнија температура за овај процес је 30 °С.

Осим у аеробним, биолошко пречишћавање могуће је вршити и у анаеробним условима. Међутим, овај начин није нашао ширу примену због повећања количине продуката врења. Обично се анаеробна обрада изводи код пречишћавања веома загађених вода, а на аеробну обраду се прелази у другој фази, при чему се степен загађености отпадних вода смањује за 10-20 пута. За биолошку обраду загађених отпадних вода неопходно је обезбедити одговарајуће објекте, као што су: *биофилтери, базени за аерацију и базени за биолошку обраду*.

Према саставу отпадних вода одабирају се и микроорганизми, који су најпогоднији за биолошку обраду. Као резултат њиховог дејства настаје *активни муљ*, чија количина зависи од степена коришћења органских материја, од стране микроорганизама. Активни муљ се подвргава процесу ферментације, а затим се суши и може да се користи као ђубриво (уколико нема примеса штетних материја као нпр. тешких метала), или у дигесторима за добијање биогаса.

Последња операција у биолошком пречишћавању је уношење алги, нпр. хлорела, у базене за биолошку дораду чија је функција двострука: са једне стране утичу на распадање заосталих органских и неорганских продуката, док се са друге стране, настала биомаса сакупља са површине и користи као изванредна сточна храна.

Из праксе и истраживања утврђено је да је ретко кад могуће загађеност ових вода свести на МДК, само једним начином пречишћавања. Неопходно је, да се отпадне воде подвргну комплексном пречишћавању, уз примену сва три облика, да би после дугог рада и употребе сложених уређаја, отпадне технолошке воде једва испуниле услове IV класе водених токова, односно, да на температури од 20 °C вредност БПК₅ износи 20 мг/лит., а ХПК-40 мг/лит, а садржај токсичних материја да је испод МДК.

Заштита вода

Политика заштите вода углавном се односи на забрану, ограничавање и спречавање уношења у воде опасне и штетне материје, прописивање и предузимање других мера за очување и побољшање воде. Одрживом пољопривредом, као делатности производње хране код које су усклађени еколошки, економски и социјални аспекти, могуће је заштити воде, посебно реке (Љешевић, 2005). Нова европска политика о водама, садржана у Директиви 2000/60/ЕЦ коју су усвојили парламент и савет ЕУ октобра 2000. године, предвиђа заштиту вода уз примену принципа интегралног управљања воденим ресурсима који су везани за стандарде граничних вредности дозвољених испуштања од стране загађивача. Генерална скупштина Уједињених нација одржана 1992. године Резулицијом 47/193 прогласила је 22.03. Светским даном воде.

У законодавној пракси Европске Уније за пречишћавање отпадних вода користи се термин најбоље доступне технике пречишћавања отпадних вода (БАТ - *Best Available Techniques*). Током протеклих деценија, све већа пажња је усмерена ка потребама за јефтинијим, одрживим и ефикаснијим технологијама за пречишћавање отпадних вода које су засноване на еколошким принципима и технологијама које представљају природне системе пречишћавања отпадних вода. Данас се такав третман вода назива децентрализовани и подразумева: примарни, секундарни и терцијални третман (Innocent, 2004; Николић и сар., 2011) (таб. 21).

Примарни третман - поступци механичког пречишћавања који служи најпре за отклањање материја које се лако могу сакупити из сирове отпадне воде пре него што оштете или блокирају пумпе и остале уређаје који се користе у следећим корацима пречишћавањима (ово се често зове и претходно пречишћавање); даље, овај третман се састоји у привременом задржавању муља у таложници, док уље, масноћа и лако растворљиве материје плутају по површини. Примарним третманом одстрањује се 50-70% чврстог отпада.

Секундарни третман - поступци биолошког пречишћавања којим се отклањају растворене и суспендоване биолошке материје. Овај поступак се обично врши аутохтоним воденим микроорганизмима у контролисаним стаништима.

Табела 21. Количина пречишћене воде по третманима
(Извор: Републички завод за статистику)

	Третиран отпадне воде - укупно	Примар ни третман (механ- хемијс.)	Секунда рни третман (механи- биолош.)	Терцијал ни третман (механи- хемиј.- биоло.)
2011. година				
РЕПУБЛИКА СРБИЈА ¹	48324	8935	33387	6002
СРБИЈА – СЕВЕР	15013	1951	7196	5866
Београдски регион	0	0	0	0
Регион Војводине	15013	1951	7196	5866
СРБИЈА – ЈУГ	33311	6984	26191	136
Шумадија и Западна Србија	28960	6781	22179	0
Регион Јужне и Источне Србије	4351	203	4012	136
2012. година				
РЕПУБЛИКА СРБИЈА ¹	48672	7912	34722	6038
СРБИЈА – СЕВЕР	15582	2098	7561	5923
Београдски регион	0	0	0	0
Регион Војводине	15582	2098	7561	5923
СРБИЈА – ЈУГ	33090	5814	2716	115
Шумадија и Западна Србија	29218	5729	23489	0
Регион Јужне и Источне Србије	3872	85	3672	115

Терцијарни третман је наставак секундарног третмана азота и/или фосфора и/или било којег другог загађивача који има утицај на квалитет и специфично коришћење воде: микробиолошка загађеност, боја итд. Минимални степени ефикасности који дефинишу.

Данас се чине све већи напори у правцу што рационалнијег коришћења и заштите воде од даљег загађења. Потребе за чистом водом за пиће су све веће. Тако је у Србији у 2013. години системима

јавних водовода захваћено је за 3,5% мање воде за пиће у односу на исти период 2012. године, а домаћинствима је испоручено за 1% више воде од количине испоручене у 2012. Број домаћинстава којима је испоручена вода повећао се у 2013. години за 1,8% у односу на 2012. годину (таб. 22).

Табела 22. Потребне за чистом водом
(Извор: Републички завод за статистику)

	Република Србија		
	мл.м ⁻³		
	2011	2012	2013
Укупно захваћене површинске воде	3730	3362	3673
Укупно захваћене подземне воде	503	507	478
Укупно захваћене површинске и подземне воде	4233	3869	4150

У циљу заштите вода потребно је предузети низ мера као:

1. Планирање и реализација коришћења постојећих водних ресурса, пречишћавање индустријских и урбаних вода, смањење губитка воде у системима за наводњавање.

2. Планирање мера заштите површинских и подземних вода од загађења преиспитивањем технолошких процеса у индустријским и привредним објектима, смањење њиховог упуштања у воде.

3. Реализација хидротехничких мера за прераспodelу водених ресурса. Потребно је такође, донети посебан акциони план за изградњу постројења за пречишћавање отпадних вода, увести накнаде за испуштање отпадних вода из насеља и индустрије као и друге економске инструменте.

4. У циљу заштите подземних вода потребно је извршити забрану свих активности које могу нарушити режим подземних вода као што су експлатација шљунка, песка, рударска постројења, санација депонија септичких јама и др.

5. Разрадити нове или усавршити постојеће технолошке процесе, да би се количине отпадне воде елиминисале, или свеле на минимум.

6. Пречишћавање отпадних вода изводити на месту њиховог настајања, што омогућује виши степен пречишћености, уз издвајање оних материја које могу да се користе у производњи.

Имајући у виду да загађивачи не познају границе, и значај вода великих међународних река потребно је да све земље преко чијих територија оне пролазе, учествују у заштити и одрживости. У Србији је карактеристична река Дунав. Дунав као Коридор VII представља важну саобраћајницу, посебно после отварања пловног пута Рајна-Мајна-Дунав (1992). Међутим према подацима анализа спроведених, процењено је да се у Србији годишње излива 72.000 тоне азота и 7.000 тона фосфора, што представља 13 одсто од укупног загађења ове реке азотом и 14 одсто од укупног њеног загађења фосфором. Србија је на трећем месту по количини азота и на другом месту по количини фосфора која се улива у воде Дунава из свих 13 земаља дунавског басена, чиме се угоржава здравље људи који се водом за пиће снадевају из дунавског слива.

Због великог привредног значаја река Дунава је предмет многих конвенција. Конвенција о сарадњи на заштити и одрживом коришћењу реке Дунава (Конвенција о заштити реке Дунав) потписана је 29. јуна 1994. у Софији од стране 11 подунавских земаља и Европске Уније. Конвенција је заснована на Букурештанској декларацији за заштиту реке Дунав из 1985. и Конвенцији Економске комисије УН за Европу (UNECE) о заштити и коришћењу прекограничних водених токова и међународних језера, потписаном 1992. у Хелсинкију и односи се како на површинске тако и на подземне воде у сливном подручју реке Дунав које деле земље уговорнице. Савезна Република Југославија је 30. јануара 2003. године ратификовала Конвенцију о заштити реке Дунав и донела Указ о проглашењу Закона о Конвенцији о сарадњи на заштити и одрживом коришћењу реке Дунава. Србија је постала пуноправни члан ICPDR-а 19. августа 2003. године.

Национални и међународни закони данас ограничавају избацивање отпада у море и копнене воде. Међутим, они тешко могу да приморају људе да то не чине. Због тога је подизање нивоа опште свести о значају воде за опстанак човека од прворазредног значаја.

Треба знати и ово:

- из отворене славине сваког минута исцури 11-12 литара воде,
- ако пустимо да вода отиче из славине док перемо зубе, непотребно изгубимо око 40 - 60 литара воде,
- ако вода отиче док се човек брије, из славине истекне око 40 - 80 литара воде,
- ако аутомобил перемо поливајући га водом из гуменог црева потрошимо око 600 литара воде.

Данас се у свету примењује комбиновани приступ у управљању водама који је у основи Оквирне Директиве о водама (Framework Directive 2000/60/EC) који подразумева контролу емисије и успостављања стандарда квалитета околине.

Литература

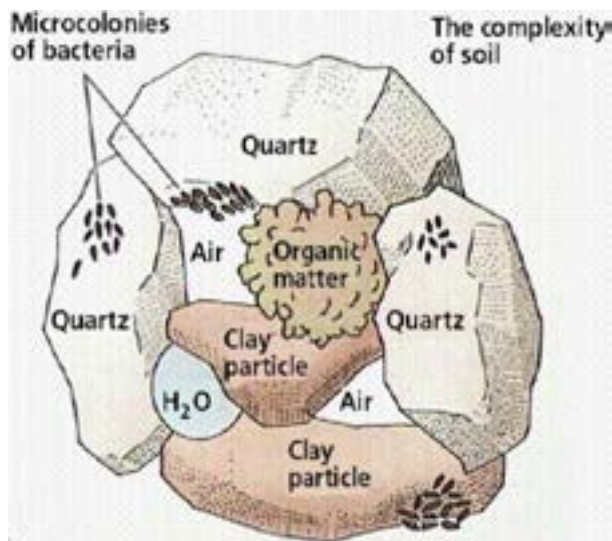
1. Андрић, Н. (2010): Загађивање воде у Србији, Међународна конференција, Деградирани простор и екоремедијација. Зборник радова, ISBN 978-86-86859-23-5, Београд, стр. 79.
2. Белић, А., Јосимов-Дунђерски, Ј. (2007): Био-системи у пречишћавању отпадних вода. Универзитет у Новом Саду, Пољопривредни факултет.
3. Блаженчић, Ј., Јовановић, Ђ. и Цвијан, М. (1990): *Oscillatoria rubescens* у акумулацији Увац - узроци и последице. Зборник радова конференције "Заштита вода '90".
4. Борота, М. (2007): ВОДОСНАБДЕВАЊЕ И ЗАШТИТА ВОДА. Зборник радова, ИСБН978-86-80987-57-6, ЕкоИст'08, Еколошка Истина / Ecological Truth, 01 - 04 јуна 2007., Сокобања, стр. 373-377.
5. Цинклер, Р. (1972): Уређај за пречишћавање отпадних вода града Суботице. Грађевински завод, Суботица.
6. Council Directive 2000/60/EC, OJ L327/1, 22.12.2000., p. 1-72.
7. Council Directive 91/271/EEC, O J L 135, 30.05.1991., p. 40-52.,
8. Directive of the European parliament and of the council 2000/60/ec establishing a framework for community action in the field of water policy, luxembourg, 23 october 2000.
9. Гаћеша С., Клашња, М. (1994): Технологија воде и отпадних вода, Југословенско удружење пивара, Београд.
10. Industry as a partner for sustainable development-Water Management-International Water Association, 2000.
11. Innocent N. (2004): A framework for the decentralised management of wastewater. Physics and Chemist
12. Јемцев Всеволод, Ђукић Драгутин (2000); Микробиологија, Војноиздавачки завод Београд.
13. Кампа, Е, Hansen, W. (2004): Heavily Modified Water Bodies, Springer Berlin Heidelberg New York.
14. Костадиновић, Љ., Векић, Љ. (2008): Одређивање с-триазинских хербицида у дунавској води гасном и течном хроматографијом. Зборник радова , ЕкоИст'08, Еколошка Истина / Ecological Truth, 01 - 04 јуна 2008, ISBN 978-86-80987-57-6, Сокобања, стр. 361-365.
15. Љешевић, М. (2005): Урбана екологија, Универзитет у Нишу, Факултет заштите на раду
16. Љујић, Б, Сундаћ, Љ. (2005): Директиве Европске Уније о водама. Удружење за технологију воде и санитарно инжењерство, Београд.
17. Милановић, М., Цвијаановић, Д., Цвијановић, Г. (2008): Природни ресурси, економија, екологија управљање. Монографија, ISBN 978-86-82121-54-1, Институт за економику поаопривреде Београд.

18. Младеновић Бабић, М., Нинковић, Д. (2009): Хидрометеоролошке промене и управљање водама. Водопривреда, UDK: 627.15/551.491.6 0350-0519, 41 (2009) 240-242, стр. 137-144.
19. Mihailović, B., Cvijanović, D., Milojević, I., Filipović, M. (2014) „The role of irrigation in Development of Agriculture in Srem district“. *Economics of Agriculture*, Vol. LXI, N^o4 (829-1088), 2014. CIP 33:63(497.11); COBISS.SR-ID 27671. UDC: 637.1:658.8(497.113); UDC 338.43:63.pp. 989-1004. [ISSN 0352-3462]. Izdavač: The Balkan Scientific Association of Agrarian Economists, Institute of Agricultural Economics, Belgrade, Academy of Economic Studies, Bucharest (Romania). Link: <http://www.ea.bg.ac.rs/images/Arhiva/2014/Broj%204/12%20EP%204%202014.pdf>.
20. Николић Д., Шуштершич В., Скерлић Ј. (2011): Decentralized wastewater treatment in large settlements: DEMI 2011, Бања Лука.
21. Николић, Д., Скерлић, Ј., Шуштершич, В. (2012): Системи за пречишћавање отпадних вода у великим и малим насељима. Водопривреда 0350-0519, 44 (2012) 258-260 , стр. 247-255.
22. Правилник о хигијенској исправности воде за пиће „Сл. Лист СРЈ“ бр. 42/98 44/98.
23. Савић Р., Белић А., Јосимов-Дунђерски Ј., Здравих М. (2006): Мониторинг квалитета вода и муља у мелиорационим каналима на подручју Новог Сада, пројекат, Департман за уређење вода, Пољопривредни факултет, Нови Сад.
24. Свирчев З., Симеуновић Ј., Субаков-Симић Г., Крстић С., Видовић, М. (2007): Freshwater Cyanobacterial Blooms And Cyanotoxin Production In Serbia In The Past 25 Years. *Geographica Rannonica* 11/2007.
25. Томић, М., Томић, М., Радановић, С.(2012): Утицај производње огранка „Прерада“ Вреоци на воде реке Колубаре и могућност решавања проблема. Зборник радова ISBN 978-86-80-909231-2-0, Заштита животне средине Електропривреда Србије, Колубара 2012, стр. 113-122.
26. Уредба о класификацији вода међурејубличких водотока, међудржавних вода и вода обалног мора Југославије (Сл. Лист СФРЈ, бр. 6/78.).
27. http://webrzs.stat.gov.rs/WebSite/repository/documents/00/01/54/10/11-Zivotna_sredina.pdf.
28. <http://www.eko.vojvodina.gov.rs/>.
29. <http://www.ekoglobal.org.rs/files/voda/pravilnik02.pdf>.

ЗАГАЂЕЊЕ И ЗАШТИТА ЗЕМЉИШТА

„Срећа човечанства се мери множином учених људи и штампаних књига, јер наука треба свакоме, па и ономе ко стоји на најнижем прелазу друштвених лествица. Без науке и просвећености човек је као животиња”.

*Захарије Стефановић Орфелије
19. Јануар 1785. године*



Земљиште-полидисперзни систем
(чврста, течна, гасовита и жива компонента).

Земљиште је непроцењиво добро целог човечанства, а никако једне генерације, једне нације, групе или појединаца. Постоји много дефиниција о земљишту, што је резултат аспекта схватања земљишта. Земљиште се може дефинисати као растресити слој површинског дела литосфере, а настало заједничким деловањем педогенетским и климатским факторима. Због различитих услова настајања одликује се различитим морфолошким, физиолошким, хемијским и биолошким ообинама. Међутим, у процесу педогенезе укључује се и човек, који често својим активностима утиче негативно на квалитет земљишта. Посматрано у контексту процеса педогенезе, стално земљиште је обновљиви “трајни” ресурс, али то не значи да човечанство располаже са довољно земљишта и да о томе не треба да води посебну бригу. Међутим, посматрајући са становишта времена мереног трајањем једне генерације, према начину његовог коришћења, може се рећи да земљиште припада групи необновљивих ресурса. (Милановић *и сар.*, 2008). Columella је давно недвосмислено проценио да је земљиште природно богатство које се неисцрпљује, већ се обнавља, поправља, побољшава, али је при нерационалном коришћењу подложно променама у негативном правцу. Зато га данас у класификацији ресурса са аспекта трајања једног људског живота сврставамо у потенцијално обновљиве ресурсе (Милановић *и сар.*, 2008). Нажалост, у времену у коме живимо, земљиште је изложено деградацији и процесима који су ван домена његовог коришћења у пољопривреди или шумарству, процесима који немају директне везе са земљиштем, али угрожавају његов „опстанак“. Нажалост, земљиште се најчешће, посебно у нашој земљи, не вреднује као агроколошки ресурс. (Милановић, *и сар.* 2009).

Земљиште има више функција, али основна је производња хране, складиштење и трансформација сунчеве енергије. У њему се чувају и штите генетички ресурси скоро свих видова живота на нашој планети, пречишћавају се и детоксишу природне воде, а са атмосфером земљиште је у сталној интеракцији апсорбовањем и емитовањем разних материја у гасовитом и чврстом стању. Земљиште доприноси функционисању и стабилности ланца исхране, утиче на глобалне процесе и циклусе равнотеже на Земљи и „сведок је историје човека“.

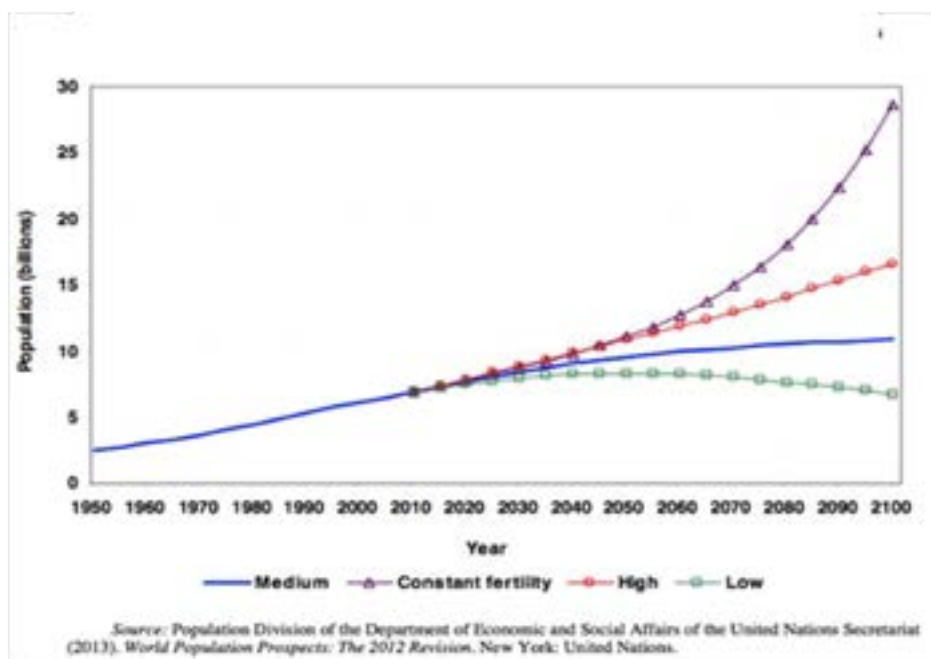
Са еколошког аспекта, земљиште се састоји из чврсте материје (40-45% масе), течне (30%), ваздуха (20%) и органске материје (5-10%), што му даје основно својство „плодност“ неопходно за производњу хране. Захваљујући овим особинама земљиште омогућује продукцију хране и представља услов опстанка живог света. Земљиште високог квалитета (високе плодности) дугорочно обезбеђује продуктивност биљака са минималним утицајима на

животну средину. У земљишту се налазе три групе органске материје: жива земљишна флора и фауна, распадајућа органска материја и хумус (хумификована органска материја (Ковачевић, 2011)). Плодност земљишта је уско повезана са квалитетом земљишта и представља његову способност да омогући задовољавајућу производњу усева уз минимално коришћење ђубрива и стајњака (Hansen *и сар.*, 2001). Појам плодности земљишта датира из времена старих Римљана и Грка. До данас је постојало више теорија о плодности земљишта које су се углавном заснивале на проблемима исхране биљака. У 20. веку плодност земљишта била је тумачена као садржај приступачних хранива. Према схватањима Вуторас-а и Рачз-а, (1987), плодност земљишта је његова већа или мања способност да обезбеди биљци довољно воде, хранива, кисеоника, топлоте и простор неопходан за раст и развој надземних и подземних органа биљке. Данас се плодност земљишта може дефинисати као комплексан и свеобухватан израз за сва морфолошка, физичка, минералозна, хемијска и биолошка својства, која позитивно или негативно утиче на све животне услове у биосфери (Васин, 2008). Плодност земљишта зависи од мера које се примењују у пољопривредној производњи (системи гајења биљака, обрада, исхрана, наводњавање, заштита усева и др.) (Цвијановић *и сар.*, 2007, 2007а, 2007б). Одржавање и повећање земљишта кључни је предуслов у производњи здравствено безбедне хране у циљу очувања здравља нације. Из тог разлога очување, заштита и рационално коришћење пољопривредног земљишта, треба да буде у средишту стратегија развоја пољопривредне производње. Стратешки циљеви одрживог коришћења земљишта треба да буду усмерени на спречавање даљег његовог губитка, на побољшање и очување његове плодности.

Земљиште као природни систем није ван домашаја осталих ресурса ове планете, воде и ваздуха, него је са њима у тесној вези и међузависности и веома је осетљиво на промене које се дешавају у другим ресурсима. Обновљивост земљишта може се обезбедити само у случају правилног и рационалног система коришћења, при чему се накупљена енергија одржава или повећава. У противном, нерационално коришћење битно нарушава услове обновљивости. Елементи обновљивости и регенерације земљишта су: количина и квалитет хумуса, бројност и активност микроорганизама, педофауна и глинени минерали земљишта колоидних димензија. Квалитет земљишта погодног за производњу здравствено безбедне хране мери се богатством биогених елемената, количином хумуса, елементима биогености земљишта, топлотним, воденим и ваздушним режимом, механичким саставом и друго (Цвијановић *и сар.*, 2013). Зато је у

заштити земљишта од загађења и уништења потребно водити рачуна о свим поменутиим елементима појединачно. С обзиром да је земљиште станиште за велики број организама мора се водити рачуна о мерама које се примењују у технологији биљне производње, односно да се земљиште рационално користити и да се при том сачува његова веома важна особина а то је „здравље“. Ово је један од јачих разлога за увођење система производње здравствено безбедне хране. Овај облик производње представља систем у коме су јасно разграничени и дефинисани сви субјекти у ланцу производње, транспорта, чувања и пласмана. Истовремено и стручњаци који се баве маркетингом, морају дати свој допринос у промени захтева потрошача за здравствено-безбедном храном. (Цвијановић, *и сар.*, 2011).

С обзиром да људска популација расте експоненцијалном брзином, захтева и већу количину хране. Предвиђања су да ће до 2050. године број становиштва износити 10-15 милијарди. Са аспекта исхране човечанства потребно је очувати не само плодност земљишта већ и његову површину погодну за производњу хране (сл. 23).



Слика 23. Пројектовање демографског раста (UN Department of Economic and Social Affairs)

Највећи део површина на Земљи се већ користи за пољопривредну производњу. Стопа претварања пољопривредног земљишта у непољопривредно у развијенијем делу Света је релативно висока. Уколико се настави са оваквим трендом једна трећина ораница може бити неповратно изгубљено за само десетак година (Милановић и сар., 2008).

Од укупних светских обрадивих површина само 11% се може користити за производњу хране без претходно спроведених мера поправке производних особина земљишта. У укупној расподели обрадивих и укупних површина по глави становника 0.33 ха је у Европи, а у Северној Америци 0.80 ха. Најмање површине по глави становника су у Азији и Пацифику 0.15 ха, јер ту је и највећи притисак демографске популације по јединици површине земљишта. У земљама чланицама ОЕЦД-а процењује се, да се 5.000 км² на годишњем нивоу најбољег пољопривредног земљишта изгуби развојем урбаних, индустријских насеља, магацинских простора, центара за „outlet“ продају, развојем инфраструктуре, изградњом спортских и рекреационих објеката и др. Процењује се такође, да ће се у земљама Блиског Истока и Африке, обрадиве површине смањити за 30% због ширења пустиње. У Србији удео пољопривредног земљишта у укупној територији Републике износи око 65%.

Важно је истаћи да површине под ораницама и баштама за целу територију Србије износе око 64% обрадивог пољопривредног земљишта (Поповић и сар. 2011). Према резултатима Пописа пољопривреде, спроведеног 2012. године у Србији постоје 631.122 пољопривредна газдинства, или свако четврто, која обрађују укупно 3.355.859 хектара земљишта. (Параушић и Цвијановић, Д. 2014).

У укупној пољопривредној површини оранице и баште учествују са 65.2 %, пашњаци са 16.5%, ливаде са 12.4%, воћњаци са 4.8% и виногради са 1.1%. Структура коришћења је нешто мало другачија него у периоду од 2000-2009. Дошло је до смањења површина под виноградима, ораницама и баштама, а повећање површине под ливадама и пашњацима (таб. 23). (<http://www.bestofserbia.rs/?p=1749#sthash.zVKYoI2V.dpuf>).

Ови резултати показују да се руралне средине, где се углавном налазе ове површине, празне и напуштају.

Табела 23. Структура коришћења пољопривредног земљишта у Републици Србији (2000-2009) (000 ха)(www.stat.serb.sr.gov.rs)

Године	Укупно	Ора нице и баште	Воћњ аци	Вино гради	Лив аде	Паш њаџи	Баре, трсти џи
2000	5.109	3.356	245	71	587	815	35
2001	5.112	3.355	244	69	588	821	35
2002	5.107	3.351	245	69	590	817	36
2003	5.115	3.345	246	67	594	826	36
2004	5.113	3.344	244	66	598	823	38
2005	5.074	3.330	239	64	609	832	-
2006	5.066	3.318	238	62	610	838	-
2007	5.053	3.299	240	59	620	835	-
2008	5.055	3.302	242	58	621	833	-
2009	5.058	3.301	240	58	625	834	-
Просек (2000- 2009)	5.086	3.330	242	64	604	827	-
Учешће%	100,0	65,5	4,8	1,4	12,0	16,3	

Поједине земље у развоју имају брже смањење обрадивих површина због ерозије, поплава и клизишта. У Србији погођеној поплавама 19.05.2014. регистрован је велики број клизишта. Утврђено је да у Србији постоји 3.123 високоризичних клизишта, што свакако угрожава укупну обрадиву површину.

Категорије губитка пољопривредног земљишта

Оштећења земљишта се могу сврстати у три категорије: деградација, деструкција и потпуно искључивање земљишта из производње које може бити привремено или трајно. Човек својом активношћу може да повећа или смањи природну отпорност земљишта према различитим изворима деградације. Процес деградације земљишта и једносмерног смањивања површина пољопривредног земљишта под утицајем елементарних непогода (поплаве, ерозије, клизишта) и антропогених фактора много је интензивније од процеса стварања земљишта, те се зато говори о његовој необновљивости.



Деградација земљишта може се сматрати скупом процеса проузокованих човековом активношћу, који смањује садашњи и будући потенцијал земљишта као услов опстанка живог света (Секулић, 2003). Када се једном наруше функције земљишта, његова регенерација је скуп и спор процес, при чему се јављају последице као што су погоршање структуре, смањење порозности и аерације, стагнације површинских вода и појава ерозије. Под деградацијом земљишта подразумева се појава која може да доведе до смањења садашњег и будућег производног потенцијала земљишта.

Деградације земљишта настају губитком хранива, ерозије водом и ветром, дезертификацијом, заслањивањем, хемијским загађењем, загађењем радионуклеарним отпадом, механичка деградација приликом обраде земљишта, губитак хумуса и др. Деградацијом земљишта, не смањују се само приноси, често се смањује садржај угљеника у агроекосистема, а може се смањити биодиверзитет (Цвијановић *и сар.*, 2010). Због тога је важно да се идентификују узроци деградација, који би могли да се смање кроз три конвенције UN: UNFCCC, UNCCD и UNCBD. Деградација може да има блажи степен оштећења земљишта, која настају неадекватном применом агротехничких и хидротехничких мера, које се примењују у пољопривредној производњи.

Агротехничке мере могу да се сврстају у следеће групе:

1. мере које су усмерене на земљиште (обрада, ђубрење и др.),
2. мере које утичу на микроклиму (наводњавање),
3. мере које се односе на биљку, односно на сетву, семе, припрему за сетву, начин сетве, негу усева и др..

Свака од ових мера, уколико се не примењује квалитетно или пак у дужем временском периоду једнообразно, као на пример примена минералних ђубрива, доводи до негативних промена као и

могућих загађења. Најзначајнији узроци деградације су промене рН вредности земљишног раствора: салинизација и алкализација, кварење структуре земљишта сабијањем, смањење органске материје хумуса. На све облике деградације земљишта углавном се утиче интензивном пољопривредном производњом. Према наводима Секулић-а и сар. (2010) у земљиштима Војводине због неадекватно примењених агротехничких мера задњих неколико деценије дошло је до смањења хумуса у просеку за 0.38%.

Сабијање земљишта - Са агрономског становишта најповољнија структура земљишта је она која има макроагрегате величине од 0.25-7мм. Уколико је у земљишту већи проценат микроагрегата то земљиште је подложније сабијању, јер микроагрегати имају већу додирну површину, па је већа могућност њиховог слепљивања и стварања покорице.

За интензивну биљну производњу карактеристична је примена тешке механизације са великим бројем прохода, при чему долази до кварења структуре земљишта његовим сабијањем. Земљиште се често обрађује или суво или јако превлажено чиме се повећава негативно дејство оруђа на структуру земљишта. Обрада сувог земљишта доводи до распршивања структурних агрегата земљишта и од структурног земљишта постепено постаје распршени оранични слој са великим процентом микроагрегата и праха. У условима сушног периода овакав површински слој земљишта може да се еолском ерозијом разноси, чиме се смањује ниво органске материје земљишта. Сабијање земљишта има за последицу погоршавање водно-ваздушног режима, смањује се количина приступачне воде за биљку, инфилтрација воде је смањена, стварају се водолежи и ефекат наводњавања је мањи. При сабијању земљишта долази до истискивања кисеоника из микропора и повећава се удео угљен-диоксида што доводи до промене у саставу микробне популације у земљишту, повећава бројност анаеробних бактерија (Милошевић и сар., 2011). Способност земљишта да се супротстави сабијању може се постићи дубоком и квалитеном обрадом, употребом стајског ђубрива и гајењем биљака које имају дубок коренов систем, остављају у земљишту велику количину органске материје и које поправљају структуру земљишта. Свака од примењених мера изазива сложене промене у стању земљишта које могу бити и у негативном правцу. Тако се према Вучићу (1992), може издвојити, да уношењем различитих неадекватних врста и количина ђубрива може довести до промена рН вредности, односно до ацидификације или алкализације земљишног раствора, што даље за собом повлачи низ негативних промена у квалитету земљишта.

Смањење хумуса - Хумус има важне и многоструке функције у земљишту. Учествује у процесима образовања земљишта, утиче на бројне физичке и хемијске и биолошке особине. Представља основу и медијум за исхрану биљака, има пуферну способност за ублажавање негативних утицаја на земљиште, јер везује неке штетне елементе у неприступачне облике (Pb, Al, Cu). Ниво хумуса је карактеристичан за сваки тип земљишта. На земљиштима на којима се обавља интензивна биљна производња, садржај хумуса се смањује. Према резултатима истраживања Агенције за заштиту животне средине из 2013. године, може се рећи да највећи део земљишта има низак садржај органског угљеника (1,1-2%). Земљишта под травним покривачем у планинским регионима Централне Србије добро обезбеђен хумусом (просечно око 4%). Међутим, резултати анализа у оквиру Акције плодности земљишта Војводине показали су да се у класи добре обезбеђености са садржајем хумуса од 3-5% налази само 59% анализираних војвођанских ораница, што је последица примене конвенционалних система биљне производње. Добијени резултати, према наводима Секулић-а *и сар.* (2010), су у супротности са увреженим мишљењем о високом потенцијалу плодности војвођанских ораница.

Исхрана биљака је веома важна агроетехничка мера. Сматра се да се приноси биљака у просеку годишње повећавају за 5-6% (гајењем високородних хибрида и сорти, применом минералних ђубрива). У зависности од врсте примењених ђубрива у исхрани биљака постоје и различити ефекти на ниво хумуса у земљишту у условима интензивне производње (Манојловић 2008). Минерална ђубрива утичу на етрофикацију површинских вода, доприносе повећању количина штетних материја у ваздуху и утичу на погоршање бројности и активности аутохтоне микробне популације земљишта. Према истраживањима Цвијановић-а (2002) дозе минералног азота N₁₆₀, утицале су на смањење бројности микроорганизама из циклуса кружњења азота у ризосфери кукуруза, пшенице и соје, што се рефлектује на принос и ниво органске материје у земљишту. Дугогодишња примена минералних ђубрива може изазвати промене плодности земљишта смањењем садржаја хумуса, променом рН вредности, смањеним бројем врста у аутохтоној микробној популацији (нарочито употребом азотних минералних ђубрива) Цвијановић *и сар* (2006б). Данас се проблематика контроле плодности земљишта и употребе ђубрива регулише Законом о пољопривредном земљишту (Службени гласник РС, БР. 62/2006, 65/2008; 41/2009).

Повећање органске материје у земљишту представља важну стратегију биолошког везивања (имобилизације) угљеника. Ово је препознато и од стране Уједињених Нација и Оквирне Конвенције о

климатским Променама (United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC, 1992) и Кјото Протокола (Kyoto Protocol, 1988), што се односи на уклањање угљеника из атмосфере, између осталог и са побољшаним управљањем пољопривредним земљиштем.

Ради заштите и очувања производних својстава пољопривредног земљишта од прве до пете катастарске класе, обавеза је корисника обрадивог пољопривредног земљишта, да преко стручних служби врши контролу плодности земљишта и садржаја лакоприступачних форми азота. Да за исхрану биљака користи органска ђубрива и да извесне количине смањи коришћењем симбиозних и слободно живућих диазотрофа (Цвијановић *и сар.*, 2006а, 2008, 2012).

Реакција земљишта (pH вредност) - Реакција земљишта је од великог значаја за биљке, јер од ње зависи микробиолошка активност, растварање земљишних минерала, трансформација продуката њиховог распадања, усвајање хранљивих материја од стране биљака и динамика микроелемената и тешких метала у земљишту. Више микроелемената у земљишном раствору је ослобођено у киселим реакцијама. Ови елементи у земљиштима лаког састава услед испирања нису постојана, док у земљиштима тежег глиновитог састава се дуже задржавају, па је њихова токсичност дуготрајнија. Такође, у киселим реакцијама ови елементи имају већу растворљивост, а у алкалним њихова растворљивост и приступачност се смањује. Повећање киселости земљишта може да буде условљено већом применом азотних минералних ђубрива, а заслањивање земљишта може да буде проузроковано при наводњавању са водама које садрже више соли, повећаном концентрацијом соли у ваздуху, применом минералних ђубрива и дужем лежањем воде на површини земљишта. На основу резултата испитивања супституционе киселости, сматра се да је пољопривредно земљиште у Србији око (80%) углавном киселе реакције, а само 18% неутрале (Извештај о стању земљишта у Републици Србији 2009).

Најбољи инструмент за заштиту земљишта и осталих ресурса су Законска регулатива и увођење стандарда добре пољопривредне праксе (Good agricultural practice (GAP)), као и усклађивање Закона са Директивама које је донела Европска унија о заштити животне средине и спречавању загађења.

Деструкција земљишта - Најчешћи вид деструкције земљишта је ерозија. Под ерозијом земљишта подразумева се процес који доводи до одношења и разарања земљишта. Ово је појава која је постојала и пре појаве људи (ерозија водом), али су људи својим активностима на многим местима убрзали ерозионе процесе. Ерозија земљишта, данас представља глобални проблем, поготово ако је изражена на

подручјима где се сеча шума врши неплански и на подручјима која се обрађују, а налазе се на нагибу већим од 20%. Према месту и начину којим је изазвана ерозија, може да буде еолска (изазавана ветром) и ерозија водом. Са становишта пољопривреде нарочито је штетна ерозија која настаје на нагнутим теренима под утицајем атмосферских падавина - флувијална ерозија.

Ерозија водом може да буде изазвана глечерима, као и при наводњавању пољопривредних површина - иригациона ерозија. Сваки ерозиони облик је деструктиван, јер је праћен одношењем земљишних честица различите крупноће. Највећи део ерозионих наноса из пољопривредне производње, потиче са ораница које се неправилно користе. Њен интензитет зависи од степена нагиба терена и интензитета падавина. Јака ерозија настаје када је пад терена већи од 50 %, мада на песковитим земљиштима ерозија настаје и када је терен под нагибом од 1-20%, а на глиновитим када је нагиб терена од 0.5-10%. Земљишта са стабилнијом структуром су отпорнија на ерозионе процесе, као и земљишта која су покривена вегетацијом. Биљке ублажавају удар кишних капи, везују земљиште, смањују брзину отицања воде низ нагибе. Воденом ерозијом смањује се и његова плодност, односно садржај хумуса. У циљу заштите терена и земљишта од ерозије препоручује се орање по изохипси, претварање деградираних површина у ливаде, гајење вишегодишњих усева. На нагнутим теренима није препоручљива испаша, гајење окопавина као и сеча шума.

Еолска ерозија настаје разарењем и одношењем земљишта под утицајем ветра. Треба истаћи, да се еолском ерозијом односи или премешта најквалитетнији део њивских површина. Еолска ерозија настаје на обрадивим површинама које већим делом године нису покривене вегетацијом. Еолској ерозији су подложна сува земљишта, земљишта са мањим садржајем органске материје и она са нестабилном структуром. Ветар обично носи честице величине мање од 0.02 до 0.8 мм. Зато земљишта која имају висок удео песка у свом механичком саставу, а при том су и сува, са малим уделом органске материје, подложнија су еолској ерозији. Најзначајнија мера у борби против еолске ерозије је да земљиште буде у већем делу године покривено вегетацијом, ако треба и гајењем пострних усева и др. Обраду земљишта треба свести на минимум или је чак изоставити. Потребно је примењивати органска ђубрива, третирати земљишта разним препаратима који утичу на везивање земљишних честица у макроагрегате што доводи до веће збијености честица. Овде прдност треба дати микробиолошким препаратима. У Војводини, на пример, еолске ерозије су присутне у Делиблатској пешчари, где су доминатни

ветрови са Карпата (кошава) и ветрови који дувају из југоисточног правца. Деструкција земљишта подразумева и његово заслањивање, односно промену вредности рН земљишног раствора, чиме се мења састав микробне популације, јер настају неповољни услови за развој велике групе корисних микроорганизама, а тиме се смањује плодност земљишта.

Искључивање пољопривредног земљишта из пољопривредне производње - У новије време, у земљама са развијеном економијом и са великим наталитетом, све је мање обрадивих површина по становнику у апсолутним и релативним вредностима. Према анализама стручњака, у свету се годишње изгуби око 8 милиона хектра обрадивог земљишта. Томе треба додати још 4 милиона хектара земљишта које се деградира ерозијом и заслањивањем, што указује на чињеницу да земљишни ресурс за производњу хране није неограничен. Рачуна се да ће у наредних 100 година све резерве земљишта бити искоришћене, а за исто време око 800 милиона хектара биће изгубљено за пољопривредну површину. Земље ЕУ воде врло активну земљишну политику и остале мере аграрне политике, како би сачували земљиште и пољопривреду, као веома важну делатност и тиме обезбедиле прехранбену сигурност становништва. (Цвијановић *и сар.*, 2011).

Губитак земљишта можемо сврстати у две категорије:

1. трајни губитак и
2. привремено искључивање земљишта из примарне производње.

Трајни губитак узео је маха појачаним интезитетом ширења градских, приградских, индустријских зона и инфраструктурних објеката (тунела, пруга, аеродрома и др) на рачун зиратног земљишта. Према резултатима истраживања Рудић-а *и сар.* (2005) поред наведених губитака, највећи утицај имају рудници, хидроелектране, коришћење површинског земљишног материјала у грађевинске сврхе и др.. Оваква земљишта не могу се рекултивисати и вратити у првобитно стање. Фактори деградације и смањења пољопривредних површина у Србији заузимају велики проценат и углавном су слични као и у другим земљама.

Примера ради према Извештају Министарства животне средине и просторног планирања о стању земљишта у РС из 2010. године утврђена су смањења површина пољопривредних земљишта (таб. 24).

Табела 24. Губитак пољопривредног земљишта услед различитих активности за период 1990-2006. (ха) (Извор: Извештај о стању земљишта у РС 2009)

	Површине (ха)			
	1990-2000	2000-2006	1990-2006	годишње
Рудници и одлагалишта	1.701	2.124	3.825	239
Саобраћајнице и инфраструктура	6	22	28	2
Индустријски и комерцијални објекти	403	1.623	2.026	127
Спортски и рекреациони објекти	3.813	1.810	5.623	351
Укупно	5.923	5.579	11.502	717

У периоду 1960-2012. године, према подацима редовних годишњих статистичких истраживања, коришћено пољопривредно земљиште у Србији је смањено за 299 хиљада хектара или за 5,6%, односно са 69,3% на 65,5% укупне територије. У том раздобљу из пољопривреде Србије „изгубило“ се 1,493 милиона хектара пољопривредног земљишта, што потврђује и разлика између укупне површине пољопривредног земљишта по редовном статистичком истраживању за 1960. годину (5,362 милиона хектара) и површине расположивог пољопривредног земљишта (3,869 милиона хектара - од чега 3,445 милиона хектара коришћеног и 424 хиљаде хектара некоришћеног) по Попису пољопривреде 2012. То значи да је пољопривреда Србије у 2012. години сиромашнија за 27,84% укупног коришћеног пољопривредног земљишта из 1960. У периоду 1960-2012, према подацима из редовних статистичких извештаја укупна површина пољопривредног земљишта смањена за 300 хиљада хектара или за 5,6%, односно са 69,3% на 65,5% укупне пољопривредне површине.

Фактори смањења и деградације пољопривредног земљишта у Републици Србији су стратешки циљеви, који морају бити усмерени на спречавање даљег губитка земљишта, очувању његових способности за пољопривредну производњу, посебно у областима где су заступљене индустријске, енергетске и рударске активности.

Табела 25. Површине које су промениле намену ширењем урбаних подручја (Извор: Извештај о стању земљишта у РС 2009)

Категорија земљишта	Промена намене (ха)		
	1990-2000	2000-2006	Укупно
Пашњаци	2.818	2.280	5.098
Оранице и остали засади	2.468	939	3.407
Водени басени	50	0	58
Подручја са мало или без вегетације	0	0	0
Травнати предели	12	3	15
Шуме и прелазна шумска подручја	546	1.066	1.612
Мочваре	21	36	57

Посебан проблем у нашој земљи је и приватизација земљишта као веома важног ресурса за пољопривредну производњу и обезбеђење довољних количина хране за становништво наше земље. (Свијановић *и сар.*, 2006).

Привремено искључена земљишта из примарне производње могу бити враћена у функцију производње хране одређеним захватима и мерама рекултивације. У ова земљишта спадају она која се налазе на површинским коповима угља и експлатацији других минералних сировина и земљишта прекривена јаловином. Површинске експлатације рудног богатства у свим фазама рада у мањој или већој мери уништавају земљиште изградњом инфраструктуре током експлатације, одлагањем извађене руде (сл. 19). Посебно место међу њима заузимају површински копови угља. Површински копови угља у Србији посебно су изражени на подручју Колубаре, Тамнаве, Костолца и Косова. Електропривреда користи око 8.500 ха земљишта за површински коп угља у колубарском и костолачком рударском басену.

Електропривреда Србије је после 2000. године започела опоравак и модернизацију својих производних капацитета, као и израду пројеката за унапређење животне средине који су постали саставни део свих пројеката обнове капацитета Електропривреде Србије, јер заштита животне средине нашла се у истом приоритету као и производња електричне енергије. Електропривреда Србије је прихватила све стандарде који се тичу заштите животне средине, и у обавези је да поштује тзв. *Acquis Communautaire* („правно наслеђе Европске уније“, тј. скуп принципа и прописа који произлазе из

општих законских одређења ЕУ до 2017. године, а тичу се заштите животне средине).

Површински копови и одлагалишта ЈП РБ „Колубара“ до сада су заузели око 132 км² земљишта (на годишњем нивоу око 40 ха земљишта), које је својевремено било углавном у функцији пољопривредне производње. Због тенденција у промени структуре коришћења и проблема деградације пољопривредног земљишта, стратешки циљеви морају бити усмерени на спречавање даљег губитка земљишта, очувању његових способности за пољопривредну производњу, посебно у областима где су заступљене индустријске, енергетске и рударске активности (таб. 26). Ради заштите земљишта потребно је стално спроводити мере техничке и биолошке рекултивације (Цвијановић *и сар.*, 2009.).

Табела 26. Основна агрохемијска својста земљишта припремљеног за рекултивацију

pH		Хумус	Укупн	C/N	NH ₄ +-N	NO ₃ --N	Ca	Mg	P ₂ O ₅	K ₂ O
H ₂ O	KCl	%	%		mg.kg ⁻¹		mg.kg ⁻¹		mg.100g ⁻¹	
7.56	6.70	1.21	0.14	5/1	12.6	10.2	4800	76.2	5.41	65.2
<i>Оптимальна основна агрохемијска својства обрадивих земљишта</i>										
8.00	7.0 0	1-5	0.1- 0.3	10/1	-	-	-	-	15- 25	15- 30

Извор: Пројекат испитивања ефеката примене различитих врста ђубрива (целуфлора, стајњака, микробиолошког и минералног) при гајењу различитих биљних култура у функцији ефикасније биолошке рекултивације на пољу „Д“ 2009.).

Површинским експлоатацијама, уклањањем биљног покривача, мења се рељеф простора и микроклима. Природно земљиште се потпуно нарушава и мешањем јаловине, површинског хумусног слоја и првобитног земљишта које није сачувано у природном облику, настаје новостворени супстрат који има педолошке карактеристике нарушеног земљишта ткз. депосол или техногено земљиште (сл. 24). То су земљишта која по педолошком профилу немају издиференциране хоризонте, већ се профил састоји од слојева различитог састава. Веома су хетерогеног гранулометријског састава, и заступљен су подтипови депосола од глиновито иловастих до иловасто песковитих.



Слика 24. Изглед површине антропогеног земљишта на рударском басену колубара поље „Д“ (Сликао: В. Потребих)

Депоније пепела у термоелектранама - У процесу рада термоелектрана, при сагоревању угља, остају огромне количине пепела. Пепео се најчешће депонује на пољопривредним земљиштима у близини термоелектране. Пепео се разноси ветром и таложи на околном земљишту и на пољопривредним културама. Укупне површине под пепелом ТЕ у Србији износе 1.145 ха. Највећи проблем у Србији ствара термоелектрана „Никола Тесла“, јер површине пепелишта само код ове термоелектране су 1.000 ха (пепелиште ТЕНТ А и Б заузимају површину од око 900 хектара). Површине пепелишта код термоелектране „Колубара“ износе око 100 ха, а код термоелектране „Морава“ 45 ха. Депоније у ТЕ Костолац износе око 250 хектара. На њима се сваке године одложи око 5,5 милиона тона пепела и шљаке. Увођење нове технологије транспорта пепела и шљаке, уз сталну рекултивацију земљишта, најефикасније су мере заштите земљишта у околини депонија пепела и шљаке.

Индустрија глинених производа такође утиче на повремено искључивање обрадивог земљишта из пољопривредне производње. Велики број циглана које користе пољопривредно земљиште у Србији је значајан по обиму, а посебно у Војводини (Кикинда, Кањижа, С. Карловци, Бечеј). Основне карактеристике ове врсте производње је опекарска глина за коју се користи, односно неповратно троши пољопривредно земљиште добре бонитетне класе. У Србији има преко 300 циглана различитог капацитета и технологија, које за производњу цигле и црепа користе лес. Ако се узме податак да за производњу 330 комада утроши 1m^3 земље, долази се до података о запремини

потрошње пољопривредног земљишта од 6 милиона m^3 , која је изузетно велика.

Ископ песка и шљунка такође, угрожава пољопривредне површине, јер се углавном врши рефулирањем речних токова. Посебно су угрожени приобални терени већих река (Дунав, Сава, Дрина, Морава и околина Беле Цркве).

Стварање депонија регионалних и локалних, планских и непланских, такође утиче на контаминацију земљишта и његово изопштавање из пољопривредне производње. Одлагање отпада, као један од начина управљања отпадом, је контролисано, трајно одлагање отпада на депоније. У самом почетку, због чињенице да су депоније требале да представљају јефтин начин одстрањивања отпада, није се водило рачуна о заштити животне средине, те је дошло до њеног угрожавања производима процеса разлагања отпада на депонијама. (Пузић и сар., 2011).

У Републици Србији има око 3.600 локација дивљих депонија. Велика већина депонија (око 3.300) се карактерише малом дубином и укупном запремином отпада до 10.000 m^3 . Око 50 депонија има већу запремину за отпад од 100.000 m^3 . Велике депоније су одговорне за више од 95% укупних емисија CH_4 из отпада и процењена емисија је око 60.000 t CH_4 у 2010. години. (Станисављевић, 2012).

Табела 27. Учешће депонија на Подунавском региону у односу на депоније у РС (Извор: Извештај о стању животне средине у РС за 2010. године (www.sepa.gov.rs))

Регион	Број депонија	Учешће у укупном броју депонија у Републици Србији (%)
Република Србија	3.251	100.00
Горње Подунавље	49	1.49
Средње Подунавље	346	10.64
Доње Подунавље	247	7.60
Укупно Подунавски регион	642	19.74

Депоније, осим што изопштавају пољопривредно земљиште из основне функције, озбиљни су загађивачи екосистема и то не само у близини своје локације, већ и шире, јер многе материје различитих видова разлагања и распадања доспевају у подземне воде, а затим различитим путевима и до воде за пиће, и потребе воде у пољопривреди. Да су то велики проблеми говори чињеница да се у

Београду дневно генерише са око 15 мега тона смећа. Према прорачунима Милијић-у и Стефановић-у (2009) тенденција пораста отпада по глави становника је за будући период велика, што захтева доношење одлука о покретању поступака рециклаже, односно изградњи објеката за прераду отпада (таб. 28).

Табела 28. Пораст продукције отпада за градско насеље са просеком од 85.000 становника (Милијић и Стефановић, 2009)

Годишња продукција отпада	2003.	2008.	2013.	2018.	2023.	2028.	2033.
По становнику (т)	0.530	0.585	0.646	0.713	0.788	0.870	0.941
Укупно отпада (т)	25.000	30.600	37.000	44.400	53.000	63.000	71.900
Укупно отпада (м ³)	62.500	76.500	92.500	111.000	132.500	157.500	179.500

Количину генерисаног отпада на територији Републике Србије, на годишњем нивоу, још увек је тешко проценити, јер готово у свим локалним самоуправама у Републици Србији - које су према актуелном Закону о управљању отпадом („Сл. гласник РС“, бр. 36/09 и 88/10) одговорне за управљање чврстим комуналним отпадом на својим територијама - недостају подаци о количинама генерисаног комуналног отпада (Јелинчић и Ђуровић, 2009; Нешић, 2010).

Решење за овакво стање у локалним самоуправама Републике Србије „превазиђено“ је на начин да су количине генерисаног комуналног отпада на годишњем нивоу у Републици Србији практично прорачунате на основу података мерења количине генерисаног чврстог комуналног отпада у референтним локалним самоуправама (Нешић, 2010). На основу оваквих прорачуна, сматра се да становници урбаних делова Србије дневно у просеку генеришу око 1 кг чврстог комуналног отпада *per capita*., док становници руралних подручја Србије дневно у просеку генеришу око 0,7 кг чврстог комуналног отпада *per capita*, (Нешић, 2010). На територији града Београда, дневно се у просеку генерише око 1,2 кг чврстог комуналног отпада *per capita*., што је значајно више од српског просека који износи око 0,87 кг чврстог комуналног отпада *per capita*, (око 318 кг на годишњем нивоу) (Нешић, 2010).

Уважавајући актуелни однос становника у урбаним и руралним срединама у Србији, те посебности највеће локалне самоуправе у

Републици Србији - Града Београда, израчунато је да се на територији Републике Србије на годишњем нивоу генерише 2.374.374 тона чврстог комуналног отпада (Нешић, 2010). Пројекције количне генерисаног чврстог комуналног отпада у Републици Србији на годишњем нивоу извршене су до 2019. године, у којој се претпоставља да ће у Србији бити генерисано чак 3.268.000 тона овог отпада. Према расположивим подацима, у 2007. години у Србији је генерисано 31.244 т опасног отпада, а у 2008. године 54.022 т (Трумић и Трумић, 2011). Потребно је поменути да у Србији не постоји ниједна локација за одлагање опасног отпада тако да произвођачи опасног отпада врше привремено складиштење опасног отпада на сопственим локацијама у привременим складиштима (у неким од њих отпад стоји и више од 20 година!).

У погледу заштите земљишта, подземних и површинских вода системи изградње депонија морају да буду у оквиру стандарда Директиве за израгњу депонија. (сл. 25).

Морају се по изгледу и функцији прилагодити следећим захтевима:

- депонија за опасни отпад,
- депонија за неопасни отпад,
- депонија за инертни отпад.

Национални Програм заштите животне средине ("Службени гласник РС" бр. 12/10) дефинише краткорочне и континуиране циљеве у овој области. Међу краткорочним циљевима овог Програма (2010-2014) је успостављање Програма системског праћења квалитета земљишта и формирање база података о стању земљишта урбаних средина, као и формирање листе локација са статусом посебно угрожене животне средине, статусом угрожене животне средине и утврђивање приоритета за санацију и ремедијацију на 20% територије Републике Србије.

Међу континуираним циљевима овог Програма (2010-2019) су ремедијација контаминираних приоритетних локалитета, санирање постојећих депонија и спровођење ремедијације оних локалитета који представљају највећи ризик по животну средину. Поред тога и Стратегија управљања отпадом за период 2010-2019 године ("Службени гласник РС" бр. 29/10) у оквиру краткорочних циљева, предвиђа санирање постојећих сметлишта која представљају највећи ризик по животну средину и локације „црних тачака“.



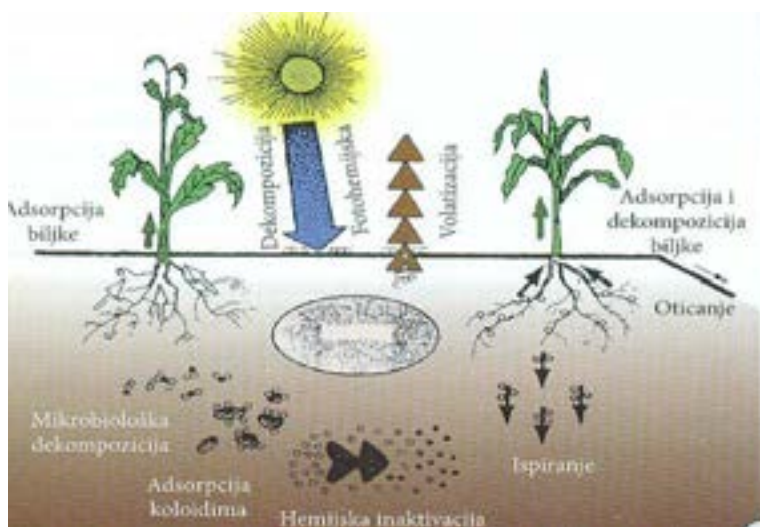
Слика 25. Дизајн депоније у складу са техничким захтевима
Директиве за депоније

Врсте контаминације земљишта

Утицај пестицида на квалитет земљишта

Многобројни су узроци који могу да доведу до контаминације земљишта. У интензивној пољопривредној производњи у циљу заштите усева од корова, болести, инсеката, штеточина (птица) користе се велике количине хемијских средстава из групе пестицида (хербициди, фунгициди, инсектициди). Сматра се да употреба хемијских средстава у свету расте по годишњој стопи од 2 до 6%. Пестициди у пољопривредној производњи чине део свих технолошких поступака а и еколошких, али са разликама везаним за њихову производњу и токсичност, перзистентност и каренцу. Први подаци о примени средстава за заштиту биља потичу од пре 1.000 година п.н.е. када су коришћена сумпорна средства против болести биљака. Овај период се назива сумпорна ера и трајала је до 1882. године, након које следи период бабра и почетак синтезе и индустријске производње нових генерација пестицида на бази тешких метала (жива, олово, арсен, бакар). Све ове хемикалије припадају групи нових органских супстанци које се први пут у природи јављају. Приликом и након апликације пестициди не долазе у додир само са биљкама већ и са осталим деловима животне средине. Пестициди у екосистему подлежу

кружењу и разградњи. Од врсте и количине примењеног хербицида зависи и интезитет његове разградње у екосистему (сл. 26).



Слика 26. Кружење хербицида након апликације
(преузето Бабовић *и сар.*, 2005)

Да би се заштитила животна средина, тежи се за производњом препарата са високом селективношћу, малом покретљивошћу у земљишту и малом перзистентношћу. Највећа количина пестицида доспева у земљиште у поступку заштите усева пре, током и после вегетације. У земљиште се унесе заоравањем биљних остатака 3 до 5%, а у земљишту остане око 20% примењених пестицида. Када се унесу у земљиште у зависности од стања земљишта, хемијских и физичких особина пестицида, могу да се вежу за разна једињења у земљишту.

За екосистем су неповољни перзистентни пестициди, јер се дуже време задржавају у земљишту. У мало перзистентне пестициде се убрајају они који се задржавају до 30 дана, средње перзистентне од 30 до 60 дана, перзистентне од 6 месеци до годину дана, и веома перзистентне који се задржавају у земљишту дуже од две године. Органохлорни инсектициди се одликују великом перзистентношћу, јер се време за њихову разградњу креће од 3-10 година, а распон од 1-30 година. Њихова перзистентност знатно је већа у киселим и у земљиштима која су богата у органској материји. У току разградње пестицида долази до стварања прелазних производа који могу бити нетоксични или пак више токсични од полазне активне материје.

Непожељни су они који имају дуг животни век у природи. Са пољоприврдног становишта, посебно са аспекта хигијене земљишта, врло је важна количина резидуа (остатака) пестицида.

Листа пестицида, која се стављају у промет и употребу, утврђују се сваке године након испитивања њиховог утицаја на елементе животне средине у дужем временском периоду. Надлежно Министарство према Закону о заштити животне средине даје дозволу или забрањује употребу одређеног пестицида. Наравно, при том се проналазе многобројни разлози како би се ово решење оправдало.

За хигијену земљишта најзначајнији је процес адсорпције хербицида, који се одиграва између негативно наелектрисаних честица земљишта и позитивно наелектрисаних јона хербицида. Земљиште са већим садржајем органске материје има већи капацитет адсорпције од лакших песковитих и киселих земљишта.

Контаминација земљишта тешким металима

У последње две деценије проблему тешких метала у земљишту посвећена је велика пажња, јер истраживања показују да земљишта посебно у урбаним и индустријским подручјима садрже високе концентрације тешких метала. Природни садржај тешких метала у земљишту у већини случајева је низак и нема значајнијег утицаја на загађивање агроекосистема. Изузетак су земљишта у непосредној близини рудника или лежишта метала, у којима концентрације тешких метала могу да буду веома високе (Манојловић и Singh, 2012).

У већини случајева ниво тешких метала у пољопривредним земљиштима имају утицај на проблеме токсичности на здравље људи. Метали чија је запреминска маса већа од 5 кг дм⁻³ третирају се као тешки метали. Земљиште као динамичан систем је у равнотежи са животном средином, али промене климе утичу на промене у земљишту проузоркујући у биоприступачности метала. У загађеним земљиштима тешки метали су велики проблем за животну средину. Многи од њих су постојали у земљишту стотинама па и хиљадама година, те таква земљишта захтевају посебан начин коришћења. Зато је неопходно познавање фактора који утичу на понашање и биоприступачност тешких метала у земљишту. Многи елементи који данас представљају опасност за жива бића, раније су били веома ретки у земљишту, па су називани елементи у траговима (Trace elements). Неки од елемената тешких метала су неопходни у исхрани биљака, па су названи микроелементима. Потребне биљака за овим елементима су у веома малим количинама, а уколико су њихове концентрације у земљишту веће, могу бити штетни и опасни по здравље. Велика

количина тешких метала долазе у земљиште преко средстава који се користе у биљној производњи (минерална ђубрива, пестициди).

Присутност тешких метала у земљишту према пореклу можемо поделити на оне који имају:

1. геохемијско порекло у земљишту,
2. антропогено порекло у земљишту.

Геохемијско порекло тешких метала у земљишту

Десет елемената (O, Si, Al, Fe, Ca, Ма, К, Mg, P) чине преко 90% укупног садржаја земљине коре. У земљишном профилу налазе се концентрисани елементи (Ag, As, Cd, Cu, Hg, P и Zn), као резултат њиховог рециклирања преко вегетације. Седименти из којих настају тешки метали садрже знатне количине органске материје, која делује на задржавање тешких метала у земљишту као и на микробиолошку активност. Распадање минерала у матичном супстрату земљишта зависе од воде, оксидације и редукције, карбонатизације и др.. Брзина реакције распадања матичне стене, зависи од температуре и врсте и активности микробиолошке популације. Дозвољена концентрација тешких метала у пољоприврним земљиштима регулисана је Правилником о дозвољеним количинама опасних и штетних материја у земљишту(СЛ гласник РС број 23/1994), као максимално дозвољена концентрација тешких метала (МДК) (таб. 29). Према овом правилнику опасне материје су: Cd, Pb, Hg, As, Cr, Ni и F, док су као штетене материје окарактерисани : Cu, Zn и В.

Загађењима се сматрају она земљишта код којих утврђене количине појединих тешких метала прелазе границу максимално дозвољених количина (МДК) које су дефинисане у Службеном гласнику (РС 23/94) (таб. 30).

Табела 29. Максимално дозвољене концентрације неких опасних штетних материја у земљиштима Србије (Сл.Гласник РС 23/94)

Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B
мг.кг ⁻¹									
3	100	2	25	100	50	300	100	300	50

У површинском делу земљишног профила заступљени су следећи тешки метали: Ag, As, Cd, Cu, Hg, Pb, и Zn, док су у нижим хоризонтима профила заступљени Al, Fe, Mg, Ni, Sc и имају

тенденцију да се везују за насlage глине и хидратисаних оксида (Bowen, 1979; цитирано Вучић, 1992).

Познато је да проучавање степена загађености земљишта и прогнозирање штетних полутаната у земљишту на остале делове животне средине представља веома сложен задатак, јер његова судбина полутаната и његова растворљивост зависе од међусобних реакција са чврстом фазом земљишта.

Табела 30. Статус угрожености земљишта (Извор: Извештај о стању земљишта у Републици Србији за 2013. годину)

Потенцијано загађивачи мг.кг ⁻¹	Незагађена земљишта	Потенцијално загађена земљишта	Алармантно загађена земљишта
As	< 29	29-55	>55
Cd	< 0.8	0.8-3	> 3
Pb	< 85	85-530	>530
Cr	< 100	100-380	>380
Cu	< 36	36-190	>190
Co	< 9	9-240	>240
Ni	< 34	35-210	>210
Zn	< 140	140-720	>720

Познавање фактора који утичу на понашање и биоприступачност тешких метала у земљишту је неопходно. Није потпуно јасно у каквим се облицима налазе тешки метали у земљишту и како их треба одређивати, иако већина истраживача даје приоритет изучавању садржаја тешких метала у облику покретних 22 једињења.

Антропогено порекло тешких метала у земљишту

Озбиљнији и далеко распрострањенији тип загађења је свакако антропогено загађење. Извори антропогеног загађења земљишта тешким металима обухватају: индустријске изливе, индустријски отпад, рударске активности, топљење металних руда, производњу енергије и горива, сагоревање фосилних горива, саобраћајна средства, издувне гасове, примену минералних и органских ђубрива и пестицида, спирање са градских улица и депонија, одлагање комуналног муља на непрописан начин и друго (Cunningham *и сар.*, 1997; Raskin *и сар.*, 1994).

Знатним делом извесни тешки метали у земљиште долазе у процесу пољопривредне производње као и производње самих

хемијских средстава који се користе у њој. Највећи проблем у земљишту стварају Cd, Pb, Cu, Zn, који се у земљиште уносе средствима за заштиту биљака или неким другим начином, тако да утиче на повећање концентрације тешких метала у површинским слојевима земљишта, што за последицу може да има повећану акумулацију метала у биљци.

Мере које доприносе акумулацији тешких метала у земљишту су:

- коришћење минералних и органских ђубрива у исхрани биљака,
- примена средстава у заштити биљака (пестициди),
- наводњавање,
- мелиоративне мере у поправци неких особина земљишта (примена калцификација, гипсовање).

Контаминација земљишта тешким металима може бити проузрокована уношењем минералних ђубрива. Минерална фосфорна ђубрива која воде порекло од природних матријала као Томас фосфат, су потенцијални загађивачи земљишта тешким металима који се у њима налазе као Cd, Ni, Cr, Hg, Zn. Сматра се да су фосфорна ђубрива највећи загађивачи земљишта кадмијумом (Cd). Повољна околност је што абсорпција Cd зависи од рН раствора, тако да је у неутралним земљиштима његова адесорпција мања него у киселим земљиштима (de Naan 1985: цитирано Вучић, 1992).

Минерална ђубрива у функцији исхране биљака поред синтетичких минералних ђубрива могу да се користе природни материјали (чилска шалитра, каинит, сирови фосфат и др.) који настају у поступку производње челика. Ови материјали поред микроелемената садрже и извесне количине тешких метала. С обзиром на интензивну пољопривредну производњу, уз примену великог броја различитих хемијских средстава који садрже тешке метале, све је већа концентрација истих у земљишту уз њихову појаву и у храни. Нарочито се указује на концентрацију Cd, Pb, Ni, чије присуство у ланцу исхране није пожељно. Кадмијум се налази у фосфорној руди у границама од 0,3 до 90 мг/кг, а понекад може да буде и већи садржај. Фосфорна ђубрива садрже више хрома него никла. Жива у фосфорним ђубривима потиче од фосфорне руде или од сумпорне киселине која се користи при производњи ђубрива и има је више него у другим комерцијалним минералним ђубривима. Фосфорна ђубрива су потенцијални загађивачи земљишта арсеном. Сматра се да употребом 55 кг P₂O₅/ха годишње у земљиште се уносе 0.12 мг арсена по м², чиме се повећава његова количина у слоју до 20 цм.

Законском регулативом су прописане максимално дозвољене концентрације тешких метала у ђубривима, помоћним материјама за земљиште и помоћним средствима за биље (Службени лист РС, 2009) (таб. 31).

Према наводима Нинков-а *и сар.* 2010. године концентрација As, Cd, Co и Pb у земљиштима Војводине налази се испод МДК према важећем правилнику (Сл.Гл. РС23/94). Њихов садржај у земљишту креће се у обичајеном интервалу за војвођанска земљишта. На основу истраживња Секулић-а *и сар.* 2010. утврђено је да су количине тешких метала у земљиштима Војводине у периоду 2001-2004. биле испод МДК и да таква земљишта одговарају критеријумима за производњу високовредне хране у конвенционалној производњи.

Табела 31. Максимално дозвољене концентрације тешких метала у ђубривима, помоћним материјама за земљиште и помоћним средствима за биљке (мг кг⁻¹)

Врста метала	Ђубриво ¹	Ђубрива са више од 5% P ₂ O ₅	Супстрати
Pb	100	100	50
Cd	3	75 mg kg ⁻¹ P ₂ O ₅	1
Cr	100	2.500	70
Ni	100	100	70
Hg	1	1	05

¹ Ђубрива, помоћне материје за земљиште и помоћним средствима за биље, изузета минерална ђубрива са више од 5% P₂O₅.

Арсен (As) - Фосфорна ђубрива су потенцијални загађивачи земљишта арсеном. Концентрација As у ђубривима је променљива, зависно од порекла фосфатних стена од којих се производе. На срећу, једињења арсена у земљишту нису велике токсичности. За разлику од других тешких метала, арсен у земљишту се налази у органским једињењима која су мање токсична од неорганских једињења арсена. Извори арсеена у земљишту су углавном од минерала из стена. Уношење арсена у земљиште могуће је применом креча у поправци киселих земљишта и уношењем стајњака од животиња које су храњене адитивима којима се додају органска једињења арсена. Арсен у земљишту се понаша као и фосфор. Fassbender (1974) је у својим истраживањима утврдио да је капаците фиксације P и As (r=0.983) у 19 киселих шумских земљишта. Арсен у земљиште може да се уноси при наводњавању водама које садрже арсен, где се његова количина

може повећати у аридним областима при испаравању воде. Просечна количина арсена у нашим земљиштима износи 11 mg kg^{-1} .

Жива (Hg) - Жива се у природи налази у више од 20 најважнијих минерала, али увек у минералу цинобариту (HgS). Већина минералних ђубрива садрже живу у количини $<50 \text{ mg Hg g}^{-1}$, док је концентрација живе у фосфатним ђубривима већа. Кречни материјали садрже $< 20 \text{ mg Hg g}^{-1}$, а органска ђубрива садрже 100 mg Hg g^{-1} . Примена отпадног муља као ђубрива је веома ризична. Према истраживањима Кастори (1997) (preuzeto Anderson (1979)) количина живе у отпадним муљевима може да буде до 100 mg Hg g^{-1} , а понекад и више. Најзначајнија контаминација земљишта живом је од запрашеног семена органским једињењима на бази живе, као и средствима која се примењују у дефолијацији биљака. У пољопривредна земљишта се годишње унесе знатно већа количина органских једињења живе. Органска једињења живе се вежу за органске и минералне колоиде, а минерална једињења живе се добро везују за колоиде глине. Велики број литературних података указује да се жива не испира из земљишта, јер се адсорбује, поготово у земљиштима богатим органском материјом. Просечан садржај Hg у нашим земљиштима износи око 0.120 mg kg^{-1} .

Никл (Ni) - у фосфорним ђубривима је мале концентрације $<30 \text{ mg g}^{-1}$. Није компонента у производњи пестицида, те се ни тако не уноси у земљиште. Уношењем кречњака у земљиште уноси се никл, али то је ограничено само на земљишта којима се поправља киселост. Значајни извори никла у земљишту су углавном из атмосфере, где су доспели од сагоревања горива и угља. Према прорачунима просечна концентрација хрома и никла у земљишту доспелих из атмосфере за 30 година праћења повећала се за 1%, односно за 13% у поређењу са почетним стањем. Уношењем отпадног муља постоји опасност да се у површински слој земљишта унесе од 5 до 22 хиљаде тона никла. Овако доспели тешки метали из отпадног муља, могу да се задрже у земљишту више хиљада година (Вучић, 1992). Растворљивост никла у земљишту се повећава при нижим рН вредностима. У земљиштима централне Србије просечна количина Ni износи 58 mg kg^{-1} . Високе концентрације овог метала од $100\text{-}500 \text{ mg kg}^{-1}$ су углавном у земљиштима која су формирана на стенама богатим овим металом, а лоцирана у централном и западном делу Србије.

Хром (Cr) - припада VIb групи елемената периодног система и 17-ти је елемент по заступљености у земљишту. У земљиште доспева у количини од 480-1.300 тона преко ђубрива, муљева и др. Хром је мање покретан и адсорбује се на честице земљишта. У земљиштима централне Србије просечне вредности хрома су 48 mg kg^{-1} . Његова

приступачност за биљке и микроорганизме не зависи од његовог садржаја, те постоји потреба изучавања динамике кретања Cd и утицаја на елементе животне средине.

Кадмијум (Cd) - припада другој групи периодног система и на 67-ом месту је по заступљености у земљиној кори. Загађење животне средине кадмијумом у последњих двадесет година је резултат његове потрошње у индустрији. Релативно високе концентрације кадмијума су у фосфорним ђубривима, који представљају највећи извор контаминације пољопривредног земљишта. Према Убавић-у и *сар.* (1995), применом различитих система ђубрива у дуготрајном огледу (14-20 година), садржај тешких метала се повећао у односу на неђубрене парцеле. На ђубреним варијантама парцела са просечном $100 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$, укупан садржај кадмијума био је у просеку $0,11 \text{ mg kg}^{-1}$, док је на парцелама без примене фосфорним ђубривима садржај кадмијума износио $0,09 \text{ mg kg}^{-1}$ после 23 године. Стајњак, такође, може бити извор кадмијума. Кадмијум се у земљиште уноси и отпадним муљевима. Максимално прихватљива концентрација кадмијума у канализационим муљевима за пољопривредна земљишта у Европи варира од 5 до 20 mg kg^{-1} суве материје. Највећи садржај кадмијума из отпадног муља је у земљишту непосредно поред фарме. У многим истраживањима утврђено је да се у површинском слоју земљишта нашла високо ризична концентрација кадмијума после 40 година уношења отпадног муља. Истраживања која су се односила на утврђивање кадмијума у биљкама, показала су да се висока концентрација кадмијума појавила у листу салате, спанаћа и у купусу. Концентрација кадмијума у овом поврћу била је од 15 до 60 пута већа од контроле (Морган 1988: цитирано Вучић, 1992). Кадмијум у земљишту је доста мобилан и зато је више приступачан за биљке него остали тешки метали. Земљишта која садрже слободни CaCO_3 (алкална) добро вежу кадмијум и смањују његову приступачност за биљке. Просечан садржај Cd у централној Србији износи 0.805 mg kg^{-1} што је испод МДК, али има подручја која садрже у земљиштима концентрације веће од МДК (3 mg kg^{-1}).

Олово (Pb) - припада четвртој групи периодног система елемената и у траговима се налази у стенама. Главни извори контаминације земљишта оловом су од рудника, топионица, отпадних муљева и инсектицида. Издувни гасови возила су такође извор олова у земљишту. Према Богдановићу.у и *сар.* (1995), концентрација олова у земљишту под кукурузом и сојом била је сигнификатно већа у односу на удаљеност од 3 и 10 метара од саобраћајнице. Дугогодишња примена отпадних муљева доводи до контаминације земљишта оловом, јер отпадни муљ може да садржи до 1.000 mg kg^{-1} олова. Олово

у земљишту је адсорбовано на колоидима глине и на органској материји. Просечан садржај Рb у нашим земљиштима се креће око 40 мг кг⁻¹. У земљиштима поред саобраћајница као ауто-пута Београд-Ниш-Скопље утврђене су концентрације веће од МДК.

Бакар (Cu) - је 26-ти елемент по заступљености у земљиној кори где га има између 24 и 55 мг кг⁻¹. У земљиште се уноси минералним ђубривима, а најчешће средствима за заштиту биљака у виноградарству и воћарству. Велике количине бордовске чорбе, као и плавог камена сваке године се троше у засадима винове лозе и другим засадима. Концентрација бакра на овим земљиштима износи између 110 и 1.500 мг кг⁻¹ а природни ниво је од 0 до 30 мг кг⁻¹ за пољопривредна земљишта. Отпадни муљеве такође могу бити извор бакра у земљишту. Праве количине бакра у отпадним муљевима тешко је проценити, јер га прате други тешки метали као што је цинк, никл и кадмијум. Просечне количине Cu у нашим земљиштима су 27 мг кг⁻¹. На земљиштима поред рудничких басена Бор и Мајданпек, као и у воћарско виноградарским регионима као што су Жупа, Неготинска крајина, околина Ниша утврђене су количине од 100 и више мг кг⁻¹, што је на граници или више од МДК (100 мг кг⁻¹).

Цинк (Zn) - укупан садржај цинка у земљиштима углавном зависи од матичне стене. Просечан садржај цинка у гранитним киселим стенама је 40 мг кг⁻¹, а у базалним стенама до 100 мг кг⁻¹. Контаминирана су она земљишта која се плаве алувијалним наносом и у сланим земљиштима. Цинк у земљишту се налази у слободним јонима, у органском комплексу, адсорбован на честицама глине и у хумусним материјама. Запажено ја да је концентрација Zn повећана у земљиштима која се налазе у индустријском појасу, топионицама и др. Употребом ђубрива и пестицида такође се повећава количина овог метала у земљишту. Минерална и органска ђубрива као и неки побољшивачи земљишта садрже извесне количине цинка. Према Вучић-у (1992) минерална фосфорна ђубрива могу да садрже од 50-450 мг кг⁻¹. Цинк је као микроелемент јако важан у исхрани биљака, па његов недостатак у земљишту може се негативно манифестовати на пораст биљака. Просечне вредности цинка у земљиштима Србије су 48 мг кг⁻¹.

Загађење земљишта металима значајно се разликује од загађења ваздуха или вода у томе што се тешки метали у земљишту задржавају знатно дуже него у осталим деловима биосфере. Према истраживањима Sing-a и сар. (2003) годишње се широм света ослобађа око 22.000 тона кадмијума, 939.000 тона бакра, 783.000 тона олова 1,350.000 тона цинка. При томе су најчешћи извори контаминације земљишта тешким металима, металуршка, металопрерађивачка и

електронска индустрија, рударство, фабрике за третман отпадних вода, подручја захваћена ратним деловањима или војни полигони, одлагалишта отпада и пољопривредна ђубрива. Осим ових извора, велики допринос загађењу земљишта тешким металима потиче и од саобраћајног промета (промет аутопутевима, одржавање путева посебно током зимске сезоне када се путеви третирају солима, абразија кочница и корозија најчешће се спомињу као извор тешких метала уз путеве). Од тога директно од погонског и кочионог система потичу Cd, Cu и Ni, од мазива Cd, Cu и Zn, од емисије издувних гасова Pb, од абразије пнеуматика Zn итд..

Контаминација земљишта радионуклидима

Од тренутка када је човек створио могућности атомске енергије, створио је нове веома сложене проблеме контаминације биосфере радионуклидима. Контаминација животне средине радиоактивним материјама постала је један од значајних проблема савремене цивилизације. Потенцијална опасност од примене нуклеарног оружја и опасност од акцидената на нуклеарним постројењима дају овом проблему још већи значај. Са друге стране, унос радионуклида антропогеног порекла, у животну средину, остварује се и кроз производе "ненуклеарних индустрија" (фосфатна индустрија, термоелектране, експлоатација и прерада руда и др.), што доводи до тзв. "технолошки повећаног садржаја радионуклида" (Стојановић *и сар.*, 2006). Додатна опасност од контаминације животне средине у Србији проистекла је након употребе муниције са осиромашеним уранијумом којом су НАТО снаге, 1999. год., бомбардовале војне и цивилне циљеве у јужном делу Србије (Анон 2000).

Радионуклиди на површину земљишта доспевају углавном у виду честица са падавинама у раствору или нераствореном стању, мада могу да буду у облику чврстих честица. На земљиште у раствору долазе стронцијум и цесиум, уран и олово у нерастворљивом. Миргација појединих радионуклида је различита (стронцијум остаје у површинском слоју у просеку 83%). Њихово кретање у земљишту зависи од великог броја чинилаца као што су: хемијска и физичка својства земљишта, особина адсорптивног комплекса, агротехничких мера (обрада и ђубрење), вредности рН, структуре земљишта, количини органске материје, количине падавина и др..

Контаминација земљишта нафтом

Нафта и деривати нафте се различито понашају када доспеју на површину земљишта. Сирова нафта има већу густину и вискозитет и спорије се креће кроз земљу у односу на деривате нафте који брже продиру у подземље, те тако представљају већу опасност за загађење нижих хоризоната и подземне воде. Поред карактеристика нафте и деривата, на њихово кретање кроз земљиште утичу карактеристике самог земљишта, клима, вегетација и присутна микрофлора.

Изливањем нафте на површину земљишта долази до нарушавања његове структуре, затварања пора и слепљивања честица земљишта. Тиме се мења режим кретања и количине кисеоника што изазива изумирање аеробних организама који својим утицајем разарају нафту у педолошком слоју (Марковић *и сар.*, 1996). Нафта се креће наниже кроз незасићено земљиште под утицајем гравитације. У овој фази нафта се креће и бочно под дејством капиларних сила.

Након достизања нивоа подземне воде нафта се креће у три фазе:

- као гасна фаза изнад загађене воде,
- као чиста фаза,
- као фаза растворених угљоводоника.

Хоризонтално и вертикално кретање у делу земљишта изнад подземне воде зависи од порозности тла и природе угљоводоника, од којих је састављена нафта, што отежава прецизирање тачног облика загађења. Угљоводоници из нафте се ланцем исхране преносе на све организме, независно од начина њиховог доспевања у животну средину. Посебно значајни, у погледу токсичности, су хлоровани, ароматични и полициклични ароматични угљоводоници.

У току НАТО агресије, постројења НИС РНС нападнута су 12 пута, са преко 250 пројектила јаке разорне моћи. У току агресије НАТО - алијансе у акцијама гашења пожара и хлађења резервоара у Рафинерији нафте "Нови Сад" утрошена је следећа количина средстава: 235,00 тона екстракта за гашење пожара (185,00 тона екстракта "fluoro protein" 48,00 тона екстракта "AFFF"; 2 тоне "синтетичког екстракта"), 8,40 тона сувог праха за гашење пожара "MONEX" и око 95.000 м³ воде (Anon 2000). На основу података, утврђено је да простор загађен бензинима износи око 8.500 м², што је веома значајно имајући у виду брзину продора бензина кроз песак и могућност загађења подземне воде. Сирова нафта се излила на много већу површину од 51.000 м², али она споро продира кроз земљиште и тиме представља мању опасност по загађење подземне воде. Остали

нафтни деривати (керозин, дизел, мазут и горива), који су се излили на површину од око 35.000 м² могу представљати проблем, с обзиром да поједине компоненте ових деривата брзо продиру кроз земљиште, посебно кроз песак.

Повећане вредности концентрације свих једињења са угљоводоничном групом и минералним уљима, праћене су и повећаним концентрацијама поларних једињења са угљоводоничном групом у седименту мелиорационих канала, што указује на присуство органског загађења.

Фактори који утичу на задржавање загађујућих материја у земљишту

У зависности од основних својстава земљишта (однос минералног и органског дела у земљишту, минерални састав земљишта, карактер и врста биљног покривача, дубина непропусног слоја, дубина продирања, садржај растворених материја у подземним водама, садржај органске материје, као и врста и особине загађујућих материја) зависи и дужина задржавања загађујућих материја у њему.

Висок садржај органске материје доприноси бољој акумулацији и адсорпцији загађујућих материја и полутаната (Ченгић *и сар.*, 2009). Земљишта која су типа чернозема, гајњача и других хумусом богатих земљишта, која имају грудвичасту структуру и повољан механички састав, боље су пропусне моћи, аерисана су. Хумусно-акумулативни хоризонт ових земљишта се карактерише веома повољним водно-ваздушним режимом, као резултат повољног односа крупних, средњих и финих пора. То су добро оцедна и топла земљишта. Хемијска својства варирају у зависности од интензитета коришћења, степена еродираности, хемијских својстава матичног супстрата, а и степена развоја. На овим земљиштима растворене загађујуће материје боље отичу. С обзиром да су ова земљишта доброг водно-ваздушног односа и богата хумусом имају и интензивне оксидоредукционе процесе којима се загађујуће супстанце разлажу.

Земљишта лошијег механичког састава, са већим процентом минерала глине (глиновита, иловаста земљишта), ритске црнице (хумоглеј) имају високу акумулацију хумуса, међутим немају добре физичко-хемијске особине, лепљива су, теже пропусна за воду, и имају редуковану микробну популацију, која је одговорна за ремедијацију земљишта. Поред особина земљишта на задржавање загађујућих материја утичу и еколошки фактори у земљишту као што су температура, рН земљишног раствора, редокс потенцијал и др..

Температура као еколошки фактор утиче на брзину испаравања воде и капиларно пењање воде из већих дубина, као и на живот и активност највећег броја микроорганизама у земљишту. Са повећањем температуре у земљишту, повећава се растворљивост и испарљивост загађујућих материја са површине земљишних агрегата. Загађујуће материје из дубљих слојева премаштају се до површине земљишта те лакше могу да буду подвргнуте неким ремедијационим методама. Такође при температурама око 35 °C највећа је активност мезофилних група микроорганизама који су најбројнији у земљишту. Повећањем њиховог броја појачавају се ензиматске реакције које утичу на разградњу већег броја загађујућих материја или се потпуно елиминишу из земљишта путем њиховог усвајања у процесу метаболизма микроорганизама.

Реакција средине јако утиче на брзину кретања загађујућих материја у земљишту (тешких метала, радионуклида и др.). Оптимална вредност рН од благо киселе рН-6 до слабо алкалне рН-8 је средина у којој се развија највећи број бактерија које учествују у разградњи загађујућих материја. Кисели земљишни раствор погодује миграцији метала Fe и Al, нпр. у подзоластим земљиштима са нижим вредностима рН долази до ослобађања Al^{+3} , док алкална погодују више миграцији анјонских елемената.

Оксидо-редукционо стање у земљишту одређује се преко потенцијала који се обележава са Eh (редокс потенцијал). Интезитет оксидо-редукционих процеса зависи од присуства/одсуства кисеоника. Уколико је Eh вредност земљишног раствора већа, већа је његова оксидација, а мања редукциона способност. Што је већа концентрација раствореног кисеоника у води, то је већи Eh. При ниским вредностима Eh концентрација Fe^{2+} и Mn^{2+} су веће јер долази до њиховог накупљања, поготову у киселим земљиштима. При ниском Eh потенцијалу начин трансформације органских остатака су споре и долази до стварања фулво-киселина. У земљиштима која су сиромашна хумусом, али која садрже много фулво-киселина у хумусу (кисела земљишта, подзоласта, мочварна) тешки метали интензивно мигрирају.

Бројност и разноврсност аутохтоне микробне популације у земљишту је веома важно, јер микроорганизми учествују у рециклирању загађујућих и опасних материја. Захваљујући ензиматском апарату микроорганизми су способни да врше биоакумулацију тешких метала, да трансформишу неорганска једињења активне материје пестицида, при чему се умањује токсичност тих материја.

Иако загађење земљишта представља препознату претњу у Европи, тешко је квантификовати стварни степен локализованог загађења, с обзиром да многе Европске земље немају свеобухватне инвентаре контаминираних локација. Још један разлог представља и недостатак законодавства ЕУ који обавезује чланице да идентификују контаминираних локације.

Мере које се примењују у заштити земљишта, када се ради о пољопривредним земљиштима, су пре свега гајење биљака отпорних на болести и налете инсеката, рационално коришћење ђубрива за исхрану биљака, редовне контроле плодности земљишта и др..

Литература

1. Анон (2000): Утицај НАТО бомбардовања на систем заштите животне средине на територији града Новог Сада (студија), Секретаријат за урбанизам, стамбене послове и заштиту животне средине, Управа за заштиту и унапређење животне средине Нови Сад.
2. Andersson, A. (1979): In the Biogeochemistry of Mercury in the Environment ed Nriagu J.O. Elsevier, Amsterdam.
3. Бабовић, Ј. Лазић Б., Малешевић М., Гајић З. (2005): Агробизнис у еколошкој производњи хране. Монографија, Издавач – Институт за ратарство и повртарство Нови сад. СР 005:631 338.439, СОBISS.SR-ID 2043188423, стр. 116.
4. Beare, M. P., Cameron, K. C., Williams, P. H., Doscher C. (1997): http://www.hortnet.co.nz/publications/nzpps/proceedings/97/97_520.htm, Crop & Food Research, Canterbury Agriculture & Science Centre, Lincoln.
5. Буторац, А., Racz, Z. (1987): Повећање плодности земљишта. „Храна и развој“, 91-98, Београд.
6. Cunningham, S. D., Shann, J. R., Crowley, D. E., Anderson, T. A. (1997): Phytoremediation of contaminated water and soil. In: E.L., Kruger, T.A., Anderson and J.R., Coats, eds. Phytoremediation of soil and water contaminants. ACS symposium series 664. Washington, DC, American Chemical Socie.
7. Цвијановић, Г. (2002): Утицај дијазотрофа на принос и микробиолошку активност у земљишту код кукуруза, пшенице и соје. Докторска дисертација. Универзитет у Новом Саду, Пољопривредни факултет. Нови Сад.
8. Цвијановић Горица, Нада Милошевић, Драго Цвијановић (2006а): Biological Nitrogen as Development function of new Fertilizing Tehnology in crop production. UDC: 631.147:631.847. Међународни skup: Multifunctional Agricultural and Rural Development (I) Economics Agriculture, Special edition, Mali Zvornik, 7-8. decembar 2006. pp. 39-44.
9. Цвијановић, Г., Весковић, М., Милошевић, Н. (2006б): Утицај различитих нивоа ђубрења на елементе плодности земљишта и принос кукуруза. Зборник радова, Вол.11 (11-12), књига I, 2006, ИСБН 86-82107-79-1, XI Саветовање о биотехнологији Чачак, 3-4. март 2006. стр 253-259.
10. Цвијановић, Г., Весковић, М., Ђаловић, И. (2007): The role and importance of organic and mineral fertilisers in the production of maize grown, in a long-term continuous cropping, Proceedings, 42th Croatian

- & 1st international Symposium on Agriculture, Опатија 13-16. фебруар 2007. ISBN 978-953-6135-57-8 UDK 631 (063) Издавач: Агронумски факултет свеучилишта у Загребу, pp. 178-181.
11. Цвијановић, Т. Г., Цвијановић, В. Д., Цециц, З.Н. (2007а): Activity of Microbes-Indicator of Possible Soil Degradation. 11th International Symposium on Microbial Ecology-ISME-11, Vienna, Austria, August, pp. A420.
 12. Цвијановић, Г., Ђаловић, И., Весковић, М., Цвијановић, Д. (2007б): The role of fertilisers in conservation of the soil fertility. Scientific papers faculty of agriculture, XXXIX International Simposium "The Academic Days of Timisoara".in Romania, Temisiora 24-25. may 2007., pp. 277-284.
 13. Цвијановић, Д., Цвијановић, Г., Субић, Ј. (2008): 02"Ecological, Economic and Marketing Aspects of the Application of Biofertilisers in the Production of Organic Food". Међународна монографија: "Environmental Technologies - new developments", edited by E.Burcu özkarova güngör, a catalogue record for this book is available from the austrian library p.cm. ISBN 978-3-902613-10-3, ARS Vienna, I-Tech Education and Publishing KG, Kirchengasse 43/3, A-1070 Vienna, Austria, EU; pp. 25-41.
 14. Цвијановић, Г., Милосевић, Н Живковић Б. (2009): The role microorganisms in biological recultivation soil. Proceedings, Ecological Truth, 31.05-0.206.2009., Кладово, Србија, СР 502/504 (082) 613 (082), COBIS.SR-ID 167497740, ISBN 978-86-80987-69-9, pp. 293-296.
 15. Цвијановић, Г., Дозет, Г., Милошевић, Н. (2010): Measures for increase of degraded soil biogenity. Proceedings of 1stInternational Scientific Conference: Soil Tillage-Open Approach, 09-11 September, 2010., Osijek, Croatia, pp 1-7. ISBN:978-953-6331-83-3.
 16. Цвијановић, Д., Цвијановић Горица и Пушкарић, А. (2011). *Маркетинг и еколошка пољопривреда*. Институт за економику пољопривреде, Београд. укупно 394 страна. UDK 658.8, 631.147, ISBN 978-86-82121-96-1, COBISS.SR-ID 185934092.
 17. Цвијановић, Г., Дозет, Г., Ђукић, В., Ђорђевић, С., Пузић Г. (2012): Microbial activity of soil during the inoculation of soyabean with symbiotic and free-living nitrogen-fixing bacteria. African Journal of Biotechnology, IP 0.565 DOI: 10.5897/AJB11.744. Availanbie online at. Vol. 11(3), pp. 590-597.
 18. Цвијановић, Г., Дозет, Г., Цвијановић, Д. (2013): „Менаџмент у органској бильној производњи“, Монографија, Институт за пољопривреду Београд, ЦИП 631.147, ИСБН 978-86-6269-020-3, ЦОБИСС.СР-ИД 197065740, Београд, стр. 366.

19. Цвијановић, Д., Симоновић, З. и Михаиловић, Б. (2011). Тежишта и циљеви новијих реформи аграрне и регионалне политике Европске Уније. *Економика пољопривреде*, број 3/2011. UDC 338.43:63; 359-370. [ISSN 0352-3462]
20. Cvijanović, D., Katić, V. i Vuković, P. (2006). Land privatization in the Republic of Serbia, *Zemljište i biljka*, vol. 55. No. 1, 2006. god, UDK 631.11; 107-118. [YU ISSN 0514-6658]
21. Ченгић, И., Чабаравдић, А., Краишник, В. (2009): Heavy metals dynamics in top soils two mountain areas south of Sarajevo. Заштита биља, UDC: 631.416.8:551.432, ISSN 0514-6658, pp. 94-105.
22. Fassbender, H. W. (1974): Zeitschrift fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde 137, 1888-2035.
23. Hansen, B., Fjelsted, A. H., Kristensen, E. S. (2001): Approches to access the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture. Ecosystem and Environment* 83,11-26.
24. Извештај о стању земљишта у РС 2009.
25. Извештај о стању животне средине у РС за 2013. године.
26. Јелинчић, Ј., Ђуровић, С. (2009): Заштита животне средине - услов за одрживи развој. ФОД: Београд/ЦПЕС: Београд.
27. Ковачевић, Д. (2011): Заштита животне средине у ратарству и повртарству. Монографија, Издавач: Пољопривредни факултет Земун - Универзитет Београд, ЦИП 504:631(075.8), ИСБН 978-86-7834-11-3, ЦОБИСС.СР-ИД 186454284.
28. Кастори Рудолф (1997): Тешки метали у животној средини Монографија Научни Институт за ратарство и повртарство Нови Сад.
29. Манојловић, М. (2008): Ђубрење у одрживој пољопривреди. Пољопривредни факултет, Нови Сад, ISBN 978-86-7520-144-1.
30. Манојловић, М., Singh BR (2012): Trace elements in soils and food chains of the Balkan region. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science* 62(8), 673-695.
31. Марковић, Д. А., Ђармати, Ш. А., Гржетић, И. А., Веселиновић, Д. С. (1996): Физичкохемијски основи заштите животне средине, Извори загађивања, последице и заштита. Универзитет у Београду, Београд.
32. Милијић, Н., Стефановић, Г. (2009): Еколошки и економски аспекти рециклаже отпада, 17-ти Научно стручни скуп о природним вредностима и заштити животне средине, Еколошка истина, Екоист 09, Зборник радова, Кладово, СРП 502/504(082), 613(082), ISBN 978-86-80987-57-6, број рада: ZO-17, стр 210-213.
33. Милошевић, Н., Цвијановић, Г., Белић, М., Тинтор, Б., Маринковић, Ј. (2011): Утицај сабијања земљишта на микробну

- популацију и ензиме: активност у агрегатима. Proceedings of 1st Interanational sciencific Cnoference „Land, usage and Protection, Нови Сад, 21-23.09.2011., СІР 631.4 (082) ISBN 978-86-7892-345-6, COBISS.RS-ID 26624051, стр. 66-70.
34. Милановић, М., Цвијановић, Д., Цвијановић, Г. (2008): Природни ресурси, економија, екологија управљање,, Институт за економику пољопривреде, Београд, ИСБН 978-86-82121-54-1.
 35. Милановић, М. и Цвијановић, Д. (2009). Проблеми и могућности економског вредновања агроеколошких ресурса, *Економика пољопривреде*, ЕР 2009 (55) jubilarni број (5-30), УДК: 504.05/06:631; 00-00. [YU ISSN 0352-3462].
 36. Несторов, И., Протић Д. (2007): Corine Land Cover mapping Serbian Experience, Belgrade.
 37. Нешић, Б. (2010) Управљање комуналним отпадом и потенцијали за рециклажу на примеру јужне и југоистоне Србије. Протецта, Ниш.
 38. Нинков, Ј., Зеренски-Шкорић, Т., Секулић, П., Васин, Ј., Папић, Ђ., Илић, С., Курјачки, И. (2010): Тешки метали у земљиштима винограда Војводине. Зборник радова Института за ратарство и повртарство Нови Сад, УДК 631/635(051), ИССН 1821-3944, ЦОБИСС.СР-ИД 246466055, стр. 273-279.
 39. Поповић, В., Николић, М., Катић, Б. (2011): Коришћење и заштита пољопривредног земљишта у Србији, Институт за економику пољопривреде, Београд, ISBN 978-86-82121-91-6.
 40. Пузић, Г., Дозет, Г., Цвијановић, Г. (2011): Историјски развој и управљање комуналном инфраструктуром општине Сремска Митровица. Монографија. Издавач: Институт за економику пољопривреде, Београд. ИСБН 978-86-82121-94-7, ЦИП 351.824.11(497.113), 711.7/8(497.113)(091), ЦОБИСС.СР-ИД 183788044, стр. 1-238.
 41. Параушић Весна, Цвијановић, Д. (2014): „Економска величина пољопривредних газдинства у Србији и препорука мера за њихово оснаживање“, Зборник радова/назив скупа: “*Завршина конференција - примена података Пописа пољопривреде 2012. у анализи стања пољопривреде и планирању аграрне политике у Републици Србији*”, Суботица, 28-30. Мај 2014. године, ИСБН-978-8686-6161-115-5; стр. 25-42. Издавач: Републички завод за статистику Србије..
 42. Raskin, I.; Kumar, P .B. A. N.; Dushenkov, S., Salt, D. E. (1994): Bioconcentration of heavy metals by plants.Current Opinion in Biotechnology, vol. 5, no. 3, 285-290.
 43. Рудић, Д., Васић, Г. (2005): Рекултивација оштећених и уништених земљишта и одрживи развој, Зборник радова, 11-ти

- Конгрес друштва за проучавање земљишта Србије и Црне Горе, Будва 13-13.09.2005., стр.38-50.
44. Секулић, П., Кастори, Р., Хаџић, В. (2003): Заштита земљишта од деградације, Нови Сад.
 45. Секулић, П., Нинков, Ј., Христов, Н., Васин, Ј., Шеремешкић, С., Зеремски-Шкорић, Т. (2010): Садржај органске материје у земљиштима АП Војводине и могућност жетвених осатака код обновљивог извора енергије. Зборник радова Института за ратарство и повртарство Нови Сад. УДК 631/635(051), ИССН 1821-3944, ЦОБИСС.СР-ИД, 246466055, стр. 591-598.
 46. СГРС, 2010: Стратегија управљања отпадом за период 2010–2019. године, Службени гласник РС бр. 29/10, Београд ISWA.
 47. Sing, O. V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R., Jain, R. K. (2003): Phytoremediation: an overview of metallion decontamination from soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 61, pp. 405-412.
 48. Службени гласник РС, бр. 23/1994. Правилник о дозвољеним количинама опасних и штетних материја у земљишту и води за наводњавање и методама њиховог испитивања.
 49. Станисављевић, Н., Убавин, Д., Батинић, Б., Феллнер, Ј., Вујић, Г., (2012): Methane emissions from landfills in Serbia and potential mitigation strategies: a case study, *Waste management & research: the journal of the international Solid Wastes and Public Cleansing Association*.
 50. Васин, Ј. (2008): Стање плодности земљишта Војводине. Монографија, Ћубрење у одрживој пољопривреди, Пољопривредни факултет Нови Сад, 978-86-7520-144-1, стр. 45-53.
 51. Вучић Н. (1992): Хигијена земљишта. Војвођанска Академија наука и уметности, Нови Сад.
 52. Убавић М., Богдановић, Д. (1995): Агрохемија, Пољопривредни факултет, Нови Сад, стр. 227-246.
 53. Закон о пољопривредном земљишту (Службени гласник РС,БР. 62/2006).
 54. Трумић, М. Ж, Трумић, М.С (2011): Улога припреме у рециклажи отпада и одрживом развоју Србије. Зборник радова са Првог симпозијума о управљању природним ресурсима у организацији Факултета за менаџмент у Бору, Мегатренд универзитета у Београду. 18-19. мај. Зајечар, Србија. стр. 153-176.
 55. www.bestofserbia.rs/?p=1749#sthash.zVKYoI2V.dpuf.
 56. www.sepa.gov.rs.

МИКРООРГАНИЗМИ У БИОРЕМЕДИЈАЦИЈИ

*„Микроби су свугде,
микроби су свемоћни,
микроби ће имати последњу реч“
Луј Пастер*



У функцији ордживог развоја, за смањење количине и концентрација загађујућих материја мора да се спроводу мере и технике за њихово уклањање, односно мора да се врши неки од облика ремедијације (поправити, излечити). У технике које доводе до уклањања загађујућих материја путем њихове деградације или трансформације спадају оне које користе: хемијске реакције, термичке или биолошке процесе. Технике хемијским реакцијама су засноване на ињектовању хемикалија (оксидација, редукција и имобилизација), супституција, реактивне баријере и сл. Термичка ремедијација обухвата инцинерацију и пиролизу. Биолошке методе укључују већи број **микроорганизама** и **биљака** и др.

Микроорганизми у екосистему

Микроорганизми представљају најмногобројнију и најразноврснију групу живих организама, и зато их је немогуће дефинисати једном заједничком дефиницијом. Због изузетне опште хетерогености микроорганизама, тешко је дати њихову општу дефиницију. Оно што је заједничко за све, је њихова микроскопска величина, односно величина која се налази испод границе видљивости људског ока.

Захваљујући њиховој малој величини и добром односу површине и запремине ћелије, веома су прилагодљиви условима средине, имају интензивне биохемијске реакције, односно већи интензитет раста, размножавања, те постижу неколико генерација за 24 сата. Скоро да нема места на планети где се не налазе микроорганизми. Има их и у екстремним срединама као што су извори топле воде (гејзири) на Антартику, у водама засићеним солима, у условима јаког колебања еколошких фактора, на планинским врховима и др. У својој исхрани користе хемијске елементе (N, C, O, H, P и S) који у ћелијама имају градивну и функционалну улогу и који чине 95% суве материје ћелије. Енергија и угљеник су неизоставни услови за опстанак микроорганизама и организама уопште. Захваљујући ензиматском систему (интрацелуларном и екстрацелуларном) микроорганизми могу, хемијске елементе за своју исхрану, да користе из органских или неорганских материја, те поједине врсте су изванредни сваштоједи, док постоји велики број специјализованих врста које имају потребу за специфичним једињењима. За ову групу микроорганизама извор хране може бити нафта, гасовити угљоводоници, парафин, пестициди и др.

Зато кажемо да су микроорганизми космополити, односно убиквитарни организми. Космополит (*kosmopolites* - грађанин света), и убиквиста (лат. *ubique* -свуда) у биолошком значењу је општи назив су

за организме који могу да живе свуда, на различитим местима и под различитим условима.

Микроорганизми и водени системи

Водене средине одликују се развојем аутохтоних популација које се одликују неким специфичностима. Аутохтона микрофлора, се одликује способношћу раста према еколошким факторима који су карактеристични за средину. Највећи број водених микроорганизама је покретан, флагелама или другим механизмима. Микроорганизми у водама су адаптирани на лебдећи или планктонски начин живота, али има и сесилних форми.

На основу овога микроорганизми вода могу се поделити на микроорганизме сланих, морских вода и микроорганизме прилагођене животу у слатким водама.

Микроорганизми сланих вода

Морске воде одликују се високом концентрацијом соли од 3,3 до 3,6%, од којих натријум хлорид чини преко 75%, алкалном средином (рН преко 7), високим хидростатичким притиском на већим дубинама, слабом осветљеношћу, ниским температурама. Поред ових особина воде мора и океана се налазе у сталном кретању водених маса, таласи, плима, осека и др. Микроорганизми у водама имају свој хоризонтални и вертикални распоред, те су заступљени у зависности од зона.

Хоризонтални распоред зониран је у зависности од удаљености од обале:

1. До 20 м удаљености простире се литорална зона у којој се налази највише бактерија пореклом са копна. Заступљени су грампозитивни, грамнегативни представници, пигментне, непигментне, покретне, непокретне, штапићасте и округле форме (*Pseudomonas*, *Caulobacter*, *Hyphomicrobium*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Leptothrix*). Налазе се представници *Cyanobakter*-а родови *Anabena*, *Microcystis*. Такође заступљени родови моринске цијанобактерије *Trichodesmium*, која има улогу у кружењу азота у сланим водама. Од протозоа заступљене су: *Diffugia*, *Acineta*, *Vorticella*, *Foraminifera*, *Radiolaria*.

2. Од 20 до 50 м од обале простире се сублиторална зона у којој се налази мешана аутохтона и копнена микробна популација.

3. На удаљености више од 50 м према пучини налази се пучинска (абисална) зона чији су представници типични морски микроорганизми (аспорогени, грамнегативни и покретни представници).

Вертикални распоред зависи од утицаја фактора из атмосфере и дубине мерене од површине воде према дну (сл. 27):

1. До 100 м дубине налази се фотична зона изложена непосредном утицају сунчевог зрачења, има довољно кисеоника што омогућава развој аеробних организама. Најзаступљеније групе микроорганизма су претежно алге, зелене и пурпурне бактерије.

2. Дубина испод 100 м од површине воде налази се афотична зона, у којој се услови за развој микроорганизма значајно мењају (ограничено је присуство кисеоника и не допиру сунчеви зраци). У њој се у највећем броју налазе безбојни хетеротрофни и хемотрофни углавном анаеробни микроорганизми, који су одговорни за кружење материје у овом делу хидросфере.

3. У зони испод 100 м према дну, налази се бентосна зона или зона морског дна која се одликује одсуством сунчеве светлости, одсуством кисеоника, температуром око 5 °C и великим хидростатичким стубом. У овој средини развија се група бентосни микроорганизми хетеротрофни анаеробни безбојни микроорганизми прилагођени ниским температурама и високим притиском. Може се рећи да су то различите групе психофилних, барофилних анаеробних хетеротрофа.



Слика 27. Стратификација морске оводе
(Преузето: Coghil Galonja, 2011)

Микроорганизми слатких вода

У свим слатким водама владају еколошки фактори који су погодни за развој различитих група микроорганизама. Поред абиотичких еколошких фактора на бројност и разноврсност микроорганизама главну улогу има количина и врста органске материје у водама. С обзиром да су површине слатководних басена (језера) много мање од морских, то се и услови у њима за развој микроорганизама мењају у зависности од годишњег доба.

У **језерским водама** присуство и бројност микроорганизама мења се у зависности од зона у басенима језера:

1. Лимнотична зона је зона слободне воде где доминирају примарни продуценти планктонске алге, и аеробне бактерија родова *Pseudomonas*, *Caulobacter*, *Hypomicrobium*. Аеробне бактерије разграђују органску материју до неорганских једињења (CO_2 , N, S, P и др).

2. Профундал зона је зона од 15-25 м и дубље. У овој зони је потпуно одсуство светлости и углавном су ниске температуре, што погодује развоју хетеротрофних микроорганизама. У овој зони су присутне зелене и пурпурне сумпорне бактерије.

3. Бентос зона или зона језерског муља је веома богата наталоженим честицама финог песка и органске материје. Језерски муљ је богат микроорганизама претежно анаеробним, психофилним хетеротрофним групама. Најзаступљеније су бактерије из рода *Desulfovibrio*, *Clostridium*, *Methanococcus*, које учествују у процесима хумификације и дехумификације језерског муља. У језерском муљу налазе се органски остаци не само планктона, већ биљака и животиња. У анаеробним условима врши се минерализација органске материје, где је најчешћи крајњи продукт метан „барски гас“, који се на површини издваја у виду мехурића и одлази у слободну воду. Под утицајем аеробне микрофлоре, аутофне бактерије га оксидују до воде и угљене киселине. Угљени хидрати и масти такође бивају разложени до воде и угљен-диоксида. Нека једињења угљеника (хитин) се теже разлажу и падају на дно, те се ствара језерски муљ.

У језерским водама најзаступљенији родови бактерија су: *Achromobacter*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Nocardia*, *Streptomyces*, *Spirillum*, *Vibrio*, *Caulobacter* и *Cytophaga*. А од цијанобактерија представници родова: *Mycrocystis*, *Anabena* и *Aphanizomenon*.

Баре и мочваре су по правилу мале површине стајаћих вода богатих органском материјом. Углавном су насељене алгама и многим хетеротрофним бактеријама.

Текуће воде реке и канали, су пореклом из извора и карактеристичне су по веома променљивим еколошким факторима. У овим водама налази се већа количина раствореног кисеоника и органске материје која може бити са копна и од живог света реке. С обзиром на мању дубину и већу покретљивост воде у рекама, вертикална стратификација практично није могућа. На бројност микроорганизама највише утиче топлота и присутна количина органске материје, па се пре може говорити о просторном распореду микроорганизама.

Распоред микроорганизама у природним водотоковима нарочито је изражен при уливу отпадних канализационих вода у текуће воде. Бројност микроорганизама на три деонице (пре улива отпадних вода - узводно, на месту улива и после улива - низводно) је различита. Бројност бактерија у отпадним водама креће се од 6×10^5 /мл до 2×10^7 /мл. Испитивањима је утврђено да од 85 чистих култура бактерија изолованих из градских отпадних вода, око 78 врста су грамнегативне штапићасте и то 38% *Pseudomonas* - *Xanthomonas*, 17% *Escherichia*, 12% *Flavobacterium*, 12% *Achromobacter*. Поред ових врста утврђено је постојање и представника родова *Bacillus*, *Corynebacterium*.

Количина отпадних вода је различита и зависи од привредног и друштвеног развоја (таб. 32).

Табела 32. Количина загађујућих материја
(Извор:Водопривредна основа РС 2001)

Врсте загађивача	Војводина	Централна Србија	Укупно
Укупно $\text{m}^3 \cdot \text{дан}^{-1}$	460.000	1.630.000	2.090.000
Укупно азота $\text{кг} \cdot \text{дан}^{-1}$	14.400	48.300	62.700
Укупно фосфора $\text{кг} \cdot \text{дан}^{-1}$	8.600	13.500	22.100

Од места улива отпадних вода низводно, према бројним анализама, утврђено је постојање извесне правилности у смени микроорганизама, што је последица степена разлагања органске материје. Процес у коме долази до наглог обогаћења текуће воде органском материјом (посебно азотним и фосфорним), који доводи до нарушавања равнотеже у екосистему назива се *еутрофикација*. Овај процес може да штети аквакултури река, јер приспећем ових материја на површини воде развијају се алге „цветање воде“ те се мењају

еколошки фактори испод површине воде (смањује се количина кисеоника, температура, доступност сунчевог зрачења), те се мења и састав микрофлоре. Разградњом алги од стране сапрофитних бактерија троши се кисеоник што доводи до угинућа риба. Такође, у процесима разградње алги, долази до продукције токсичних једињења (амини, сумпорводоник и сл.) који имају непријатан мирис, што додатно нарушава екосистем. Разлагање органске материје у рекама се одвија таложењем (физички процес), у процесима оксидације и редукције хемијским путем и у биолошким процесима до потпуне разградње у неорганска једињења (CO_2 , амонијак, нитрате, фосфате и др.).



Слика 28. Суботички пречистач (Сликао: Б Цекуш, 2014.)

Микроорганизми у биодеградацији вода

Због различитих врста ензима и метаболичке активности микроорганизи су способни да разграде велике молекуле органске материје, као и неорганска једињења. То је веома значајно када су водени токови оптерећени отпадним материјалима, као што су киселине, тешки метали, феноли, пестициди, поливинилски полимери (ПВЦ), детерџенти и др. С обзиром да се микроорганизи лако адаптирају на промене у средини, разградња ових материја у почетку је спора, а касније добија на интезитету. У току разлагања ових једињења троши се кисеоник, те се често потрошња кисеоника рачуна као индекс укупног органског угљеника у води.

Процес минерализације отпадних материја у водама назива се процес самопречишћавања или аутопурификација. Број бактерија у

зони самопрећишћавања броји се у милионима на 1 мл. У овом процесу протеини се трансформишу до аминокиселина. Мења се квалитативан састав микрофлоре, преовлађују факултативно анаеробне бактерије уз појаву неких алги, цијанобактерија, инфузорија, флагелата, а то омогућава скромнији раст риба.

Биолошко пречишћавање се базира на природним законитостима и активностима живих бића. Захваљујући члановима биоценозе, нарочито раду микроорганизама, водени системи имају снажну моћ природног самопрећишћавања.

Биолошко пречишћавање се примењује за:

- уклањање органских материја,
- уклањање азота (као биогеног елемента) помоћу поступака нитрификације и денитрификације,
- разградњу примарног муља из процеса примарне обраде отпадних вода,
- разградњу секундарног муља из процеса биолошке обраде отпадних вода помоћу поступка стабилизације муљева или дигестије.

Биолошки процеси пречишћавања вода, могу се одвијати као аеробни и анаеробни. Разлика је у путевима биолошке оксидације органске материје. Аеробни процеси су више заступљени код обраде отпадних вода. Код аеробног биолошког пречишћавања потребно је обезбедити довољну количину кисеоника (остварити велику површину контакта вода-ваздух) (сл. 29).



Слика 29. Аеробна разградња на пречистачу у Суботици
(Сликао: Б.Цекуш, 2014)

Аеробно биолошко пречишћавање вода може да се врши:

1. Поступком са активним муљем (када су микроорганизми суспендовани у води).

2. Биофилтрацијом (када су микроорганизми фиксирани на инертним носачима), симулира природне процесе активности микрофлоре као што су одржавање живота, раст и размножавање, тј. самопречишћавање природних водених токова.

Разлика је у томе што, се у симулираном процесу вештачки додаје кисеоник, како би се убрзао процес разградње органске материје и како би се обезбедила довољна количина кисеоника за живот микроорганизама. Микроорганизми као извор хране користе знатан део органских и мањи део неорганских материја присутних у води, које представљају загађење те воде. При овом процесу одигравају се три врсте реакција: оксидација органских материја (дисимилација), синтеза нових ћелија микрофлоре (асимилација), ендогена респирација ћелија микроорганизама (аутооксидација).

Постоји више начина пречишавања отпадних вода биолошким путем:

1. Базени за чишћење отпадних вода - у њима се обавља процес таложења чврстих честица које се таложе на дну и чине муљ.

2. Филтрациона поља - су земљишне површине на које се доводе отпадне воде и пуштају да се кроз земљиште филтрирају - пречишћавају.

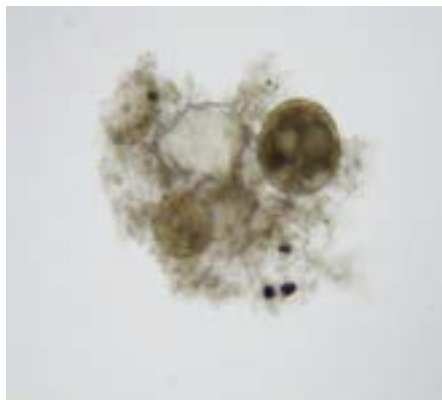
3. Поља натапања- су земљишне површине на које се најчешће доводе воде из прехранбене индустрије. Основна улога је у пречишћавању отпадних вода кроз добро аерисано земљиште. Овакве површине се сваке године користе за пречишћавање вода, а сваке друге на тим површинама се гаје неки биљни усеви. Ова два метода имају доста мана (заузимају велике површине, могућност задржавања патогених микроорганизама на површини земљишта и нису економични).

4. Активни муљ који се налази у аератору.

Најчешћи начин пречишћавања отпадних вода загађених органском материјом, је активним муљем. Активни муљ је веома специфична материја која се састоји од органске материје и микроорганизама. Целокупан ефекат пречишћавања отпадних вода зависи од физиолошке активности активног муља. Муљ за пречишћавање је углавном у флокулисано-пахуљастом стању. Микроорганизми у флокулама се задржавају у систему активног

муља, док слободноживуће могу бити испране. Флокулација има изузетан значај за самопречишћавање вода, јер флокуле на површини врше усвајање растворених органских једињења.

Према неким ауторима стварање флокула је специфична особина бактерија које се слепљују мембранама ћелија (сл. 30). Активни муљ има своје хемијске и физичке особине и зависи од биотичких и абиотичких фактора. Према томе микробиолошки састав активног муља није константан већ се прилагођава условима који владају. Најважнији и најзначајнији микоорганизми активног муља су бактерије.



Слика 30. Формирање флокула у процесу биолошког пречишћавања.

Табела 33. Хемијски састав муља на дан 16.07.2013. са Суботичког пречистача према резултатима испитивања лабораторије за хуману екологију и екотоксикологију Градског завода за јавно здравље Београд

Параметри	Узоркована вредност	Референтна вредност
Процент влаге (%)	77,98	-
Процент чврсте материје (%)	22,02	-
Пепео (550 °C) (%)	53,95	-
Губитак жарењем (550 °C)	46,05	10
Садржај метана (mg/kg)		
Олово (Pb)	109	120
Кадмијум (Cd)	1,8	2,5
Цинк (Zn)	597	1500
Бакар (Cu)	309	700
Никл (Ni)	30,2	60
Хром укупни (Cr)	85,5	100
Жива(Hg)	2,4	1,6
pH	6,8	6-13
Сулфати (SO ₄ ²⁻)	1370	100 000
Индекс фенола	4,8	20 000
Растворен органски угљеник (DOC)	8835	100
Амонијак (NH ₄ ⁺)	5100	10 000
Нитрат (NO ₃ ⁻)	28,4	-
Укупан органски угљеник (TOC) (%)	23,9	6

Са микробиолошког становишта микроорганизми активног муља могу се поделити у групе:

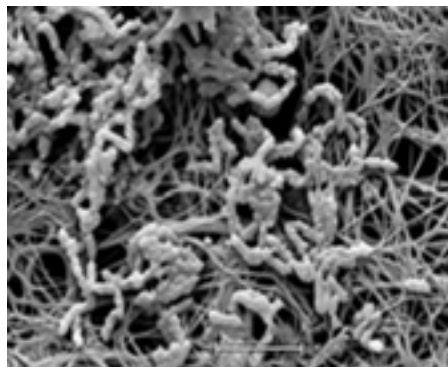
1. Разлагачи који разлажу загађујуће материје у отпадним водама. Ову групу чине углавном бактерије, гљиве и протозое.
2. Потрошачи који користе бактерије и друге микробне ћелије као храну. У ову групу спадају углавном протозое.

Бактерије, које су највише заступљене у активном муљу, представљају прву карику у разлагању органске материје у загађеним водама. Уколико је у водама већа количина органске материје типа беланчевина, угљених хидрата и масти, то је бројност бактерија већа. На основу многобројних истраживања активног муља изоловано је око 100 врста бактерија међу којима су најдоминантније аеробне, грамнегативни аспорогени штапићи који припадају родовима: *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Flavobacterium* и др.. Њихова бројност се

креће преко 1000 ћелија на 1 грам суве материје. Поред ових родова могу се наћи и специјализовани родови за специфичне супstrate као нпр. *Proteus* (који разлажу протеинске материје), *Achromobacter* (одговорни за разлагање масти, алкохола). У флокулама могу да расту бактерије различитих родова *Arthrobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Zooglea ramigera* и др..



Zooglea ramigera



Achromobacterium

У загађеним водама упоредо са развојем хетеротофних група бактерија, развијају се и хемоаутотрофне бактерије које учествују у процесима оксидације амонијачног и нитратног азота. Поред ових група присутне су и анаеробне које разлажу органску материју до метана и угљен-диоксида, уз синтезу нове бактеријске масе и ослобођене топлоте и енергије.

Ова разградња отпадних материја тече у две фазе. Прва је нематогена где се протеини, угљени-хидрати, масти трансформишу до аминокиселина, масних киселина и трохидроксилног алкохола глицерола. У овој фази у трансформацији учествују целулитски и протеолитске групе микроорганизама *Clostridium*, *Bifidobacterium*, факултативно анаеробне *Enterobacterie* и *Streptococce*. У другој метаногеној фази специфичне групе метаногених бактерија разлажу коначне продукте до метана и угљен-диоксида. Метаногене су специјализоване бактерије које припадају надредовима *Methanobacteriales*, *Methanomicrobiales* и *Methanococcales*.

У третману отпадних вода активним муљем могу се јавити микроорганизми чије присуство је непожељно. То су влакнасте (кончасте, филаментозне) бактерије (сл. 31) које својим влакнима отежавају удруживање корисних микроорганизама. Влакнима који виरे из флокула, доводе до испливавања флокула или уколико су много разгранате могу довести и до стварања пене, што отежава

таложeње. Да би се спречило њихово размножавање и присуство, у биоселектору се спречава довод кисеоника. Његов садржај се одржава од 0,0 до 1,0 кг/лит.



Слика 31. Влакнасте бактерије непожељне у активном муљу

У процесу пречишћавања поред бактерија учествују и други организми - гљиве, праживотиње и вишећелијске животиње. Важну улогу имају и слободно пливајуће цилијате (трепљари), које се хране бактеријским ћелијама и на тај начин омогућују да се вода избистри. Пузеће цилијате (*Aspidisca costata*) "брсте" бактерије са површина флокула. На тај начин доприносе формирању постојаних флокула правилнијег облика које се боље таложe. Причвршћене цилијате филтрирају воду. Сесилни трепљари који су „дршком“ причвршћени за флокулу, хране се тако што радом трепљи усмеравају воду са честицама и филтрирају је (*Vorticella*).

Многи истраживачи су мишљења да протозое због способности адсорпције колоида убрзавају процес самопречишћавања вода. Међу протозоама су најбројније оне врсте које се хране честицама и бактеријама, мада су присутне и оне које се хране колоидним раствореним материјама. У анаеробним условима активност протозоа се јако смањује. У таквим условима могућ је развој анаеробних врста безбојних флагелата.

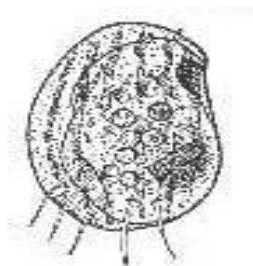
У активном муљу присутне су и вишећелијске животиње нпр. ротифере (*Rotatoria*), иначе честе у површинским водама и влажним стаништима, у активном муљу се јављају повремено и као и остали становници активног муља, хранећи се доприносе стабилизацији флокула (сл. 32).



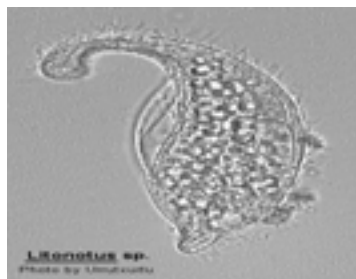
Rotatoria



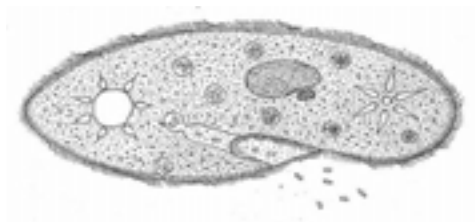
Suctorian



Aspidisca costata



Litonotus fasciola



Paramecium sp.



Colpidium sp.

Слика 32. Корисне протозое у активном муљу
(Извор:https://www.ebiomedia.com/images/stories/BioGalleries/NoteBook/Colpidium/Colpidium_drawing.jpg)

Улога алги у процесу биолошког чишћења загађених вода огледа се пре свега у томе што оне користе угљен-диоксид који се ослобађа у процесу труљења и обогаћују воду са кисеоником. У води богатој кисеоником повећава се популација аеробних бактерија које опет својом активношћу убрзавају процес разлагања. За биолошко

чишћење посебно су значајне алге које живе на дну или су причвршћене на различите предмете потопљене у води. Оне тада заједно са бактеријама образују слузав омотач који је у биолошком погледу врло активан. На тај начин оне делују као својеврстан биолошки филтер. Алге су осетљиве на квалитативне и квантитативне промене особина воде и добар су индикатор загађености вода. Алге су основни продуценти органске материје у воденим екосистемима, а познато је да продукција представља основ свих процеса у екосистему, што може довести и до других проблема. Продукти метаболизма алги и распадање угинулих организама утичу на промену квалитета воде у неповољном смислу. Најчешћи представници алги су *Euglena viridis*, *Euglena acus*, *Euglena gracilis*.

Микробиолошки индикатори стања водених екосистема указују на природу и степен загађења, као и на то да ли се ради о трајном или тренутном загађењу. За разлику од физичко-хемијских карактеристика, које указују на тренутно стање квалитета воде, биоиндикатори су веома добри индикатори дуготрајнијег стања воде.

Микробиолошки показатељи могу да укажу на природу и интензитет загађења, на степен сапробности и еутрофизације, као и на потенцијалну аутопурификациону способност вода. Бактериолошки индикатори стања и квалитета површинских вода који се примењују са еколошког аспекта, а на основу којих се врши класификација вода су следећи: укупан број бактерија (Т), број аеробних хетеротрофа (Х), број факултативних олиготрофа (ФО), индекс (Т/Х), индекс (ФО/Х), заступљеност и бројност појединих физиолошких група бактерија.

Одређивање укупног броја бактерија у воденим срединама може послужити као индикатор оптерећености загађеним материјама. Према укупном броју бактерија данас је прихватљива класификације вода по Амбразене (1976) (таб. 34).

Поред укупног броја микроорганизама применљива је категоризација воде према броју хетеротрофних микроорганизама који активно учествују у пречишћевању вода. То су углавном представници водених микроорганизама родова *Achromobacterium*, *Chromobacterium* и *Pseudomonas*.

Међу овим родовима у незнатном броју могу се наћи и микроорганизми из цревног тракта, које доспевају фекалним водама.

Табела 34. Категоризација воде на основу укупног броја бактерија (Ambrazene, 1976)

Укупан број бактерија ($10^6/\text{cm}^3$)	Карактеристика воде
-	Максимално чиста
3,5	Чиста
6,0	Незнатно загађена
10,	Умерено загађена
<20,0	Врло загађена
>20,0	Прљава

Постојао је већи број истраживача који су класификовали воде према броју хетеротрофних микроорганизама, међутим данас је прихваћена класификација према Kohl (1975) (таб. 35).

Табела 35. Категоризација вода на основу броја хетеротрофних бактерија (Kohl, 1975)

Бројност хетеротрофних бактерија у 1 cm^3	Категорија воде
< 500	I
500-1000	I – II
1000-10 000	II
10 000-50 000	II – III
50 000-100 000	III
100 000-750 000	III – IV
> 750 000	IV

У отпадним водама могу се наћи материје које негативно делују на живот микроорганизама. Ако у води има тешких метала Cu^{2+} , Cr^{6+} , Cd^{2+} , макар и у малим количинама (на пример 0,1 мг/л), деловање бактерија може да буде потпуно онемогућено.

Сулфиди, у концентрацији од 25 мг/л, потпуно заустављају биолошке процесе у неаклиматизованом активном муљу. Постоји велики број токсичних материја (цијаниди, хидроксилна циклична једињења, итд.) чије је изливање у канализациону мрежу или у природне водотоке законом забрањено.

Данас у свету примењује се комбиновани приступ у управљању водама који је у основи Оквирне Директиве о водама (Framework Directive 2000/60/EC) који подразумева контролу емисије и успостављања стандарда квалитета средине примењујући

методологије за граничне вредности (Council Directive 2000/60/EC OJ 2000/60/EC).

У протеклом периоду у Србији је примењиван тип граничних вредности за квалитет воде водопријемника.

Управљање квалитетом вода, заснива се на следећим законским документима:

- Уредба о категоризацији водотока „Службени гласник СРС Службени гласник СРС“, бр. 5/68 03.02.1968. стр. 61 бр.5/68, 03.02.1968., стр. 61-64 ,
- Уредба о класификацији вода међурејубличких водотока, међудржавних вода и вода обалног мора Југославије Сл. лист СФРЈ, бр. 6/78,
- Одлука о максимално допуштеним концентрацијама радионуклеида и опасних материја у међудржавним водама и водама обалног мора Сл. лист СФРЈ, бр. 8/78,
- Правилник о опасним материјама Службени гласник СРС“ бр. 31/82 19.06.1992. стр. 1516-1518.

Микроорганизми у ваздуху

Ваздушна средина није погодна за развој микроорганизама. У ваздуху је најмањи број микроорганизама у односу на друге елементе животне средине. Микроорганизми у ваздуху су пореклом из земљишта, са биљака и животиња. У ваздуху се крећу ваздушним струјањем и могу да се преносе на велике раздаљине (Pelczar и Chan, 1981). У ваздуху микроорганизми се налазе углавном на честицама прашине, чађи, капљицама воде. Зато је њихов број највећи у нижим слојевима ваздуха поготово изнад градских и индустријских региона. На овакву динамику њиховог броја утиче недостатак влажности, недостатак органске материје, изражена температурна колебања, велика изложеност сунчевом зрачењу и др.. Са повећањем висине, од површине земљишта, њихов број се знатно смањује. Према Руаткин-у и Кривосhein-у, (1986) у 1 м³ ваздуха на висини од 500 м, изнад већих градова, налази се 1000-3000 бактерија, на висини од 1 км налази се 1000-2000 бактерија, а на висини од 2 км налази се мање до 700 бактерија. У ваздуху изнад четинарских шума мала је бројност микроорганизама, због испарљивих сусптанци које инхибирају раст микроорганизама.

У приземним слојевима ваздуха највише су заступљене бактерије - коке, споре гљива и актиномицета, као и изванредан број патогених микроорганизама. У ваздушним слојевима до висине 5-6 км

најзаступљеније су бактерије рода *Bacillus* и гљиве родова *Aspergillus* и *Penicillium*.

Микроорганизми у земљишту

Земљиште по свом саставу и особина веома је повољна средина за равој и живот свих облика организама. Микроорганизми представљају најбројнију групу организама у земљишту (Alexander, 1977). Стална аутохтона популација је прилагођена повременим променама које се јављају у станишту и ова група микроорганизама својом бројношћу и биохемијском активношћу даје основне биолошке карактеристике земљишта. Повремени микроорганизми, се уносе у земљиште из спољне средине на разне начине. Они се у земљишту задржавају краће или дуже време и не утичу битно на еколошке чиниоце у земљишту. С обзиром да испољавају велику способност за адаптацију на промене услова еколошке средине, могу се одржати у широким вредностима еколошке амплитуде и преживети њене екстремне промене.

Основна улога микроорганизама у земљишту састоји се у разлагању свежих органских материја, било биљног или животињског порекла, које сваке године у знатним количинама долазе у земљиште. Уз учешће микроорганизама сва ова материја се разлаже до хумусних и колоидних материја, које земљишту дају одређену структуру, плодност и остале повољне особине за биљну производњу. Њихова ензиматска активност, бројност, разноврсност су биоиндикатори токсичног ефекта загађујућих материја које доспевају у земљиште (Цвијановић *и сар.*, 2004.) Поједине групе микроорганизама због својих специфичности могу да се користе као биосензори токсичности земљишта (Милошевић *и сар.*, 2007, 2008, Vaajasaari, 2005).

Бројност микроорганизама у земљишту значајно се мења, што је последица динамике еколошких и антропогених фактора (таб. 36).

Табела 36. Бројност појединих група микроорганизама у различитим типовима земљишта (Јемцев и Ђукић 2000).

Земљиште	Стање земљишта	Укупан број микроо $10^3/\text{г зем.}$	Бактерије %	Споре %	Актиномиците %	Гљиве %
Глинасто подзоласто	Ливадско	2.140	95.6	0.7	1.4	3.0
	култивисано	4.870	98.0	0.6	1.6	0.4
Подзол	Ливадско	1.080	89.3	12.0	8.1	2.6
	култивисано	2.620	70.7	14.9	28.2	1.1
Чернозем	Ливадско	3.630	63.8	21.4	35.4	0.8
	култивисано	4.520	64.4	24.5	35.1	0.5

Може се рећи да је бројност микроорганизама у пољопривредним земљиштима сезонског карактера, зависи од технологије гајења биљака (Цвијановић *и сар.*, 2007, 2010).

Бројност и ензиматска активност микроорганизама највећа је у површинским слојевима земљишта, а са повећањем дубине, бројност опада. Према Рјаткин-у и Кривосхеин-у (1986) највећа бројност је установљена у слоју од 5-15 цм, док су на дубини до 5 м пронађени само поједини микроби. Различите хемијски синтетичке материје делују различито на микробну популацију (инхибиторно, микростатички, микробицидно), зависно од врсте средстава, концентрације, физичко-хемијских својстава земљишта.

Загађујуће материје у земљишту могу бити:

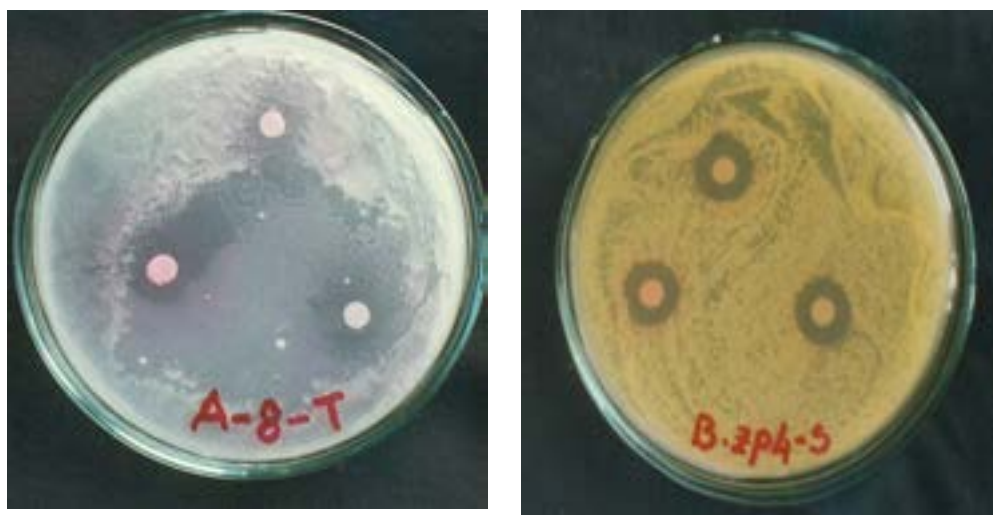
1. неорганског порекла (киселине, базе, тешки метали, радионуклиди, базе и др.),
2. органског порекла (угљоводоници типа нафте и њених деривата, пестициди, халогене компоненте и др.),
3. ксенобиотици који нису микробиолошки разградиви, те се не укључују у циклус кружења материје, па представљају велику опасност за екосистем.

Загађујуће материје у земљишту могу двојачко да делују:

1. Ако су количине и врсте загађивача такве да мењају физичко-хемијска и биолошка својства земљишта, под тим околностима земљиште се не може користити у производњи хране или је његово коришћење ограничено.
2. Уколико су количине загађивача изнад МДК онда се може рећи да је земљиште загађено.

Повећање ризика токсичности по екосистем представљају и интеракцијски токсични ефекти, који могу да се јаве у зависности од извора и својства загађујућих материја. Они могу да изазову генетске промене организама у земљишту. Пестициди као хемијске супстанце које доспевају у земљиште на различите начине долазе под утицај микроорганизама. Перзистентност хербицида не зависи само од адсорпције хербицида за органски део земљишта и колоиде глине, него и од активности микроорганизама који имају важну улогу у метаболизму нарочито хербицида.

Различите групе микроорганизама различито реагују на присуство појединих група пестицида. Најчешће, пестициди делују директно изазивајући смрт микроорганизама, смањују пропустљивост цитоплазмине мембране, процес катаболизма у ћелији, пренос електрона и оксидативну фосфорилацију, процес дисања, синтезу многих органских једињења, што се одражава на размножавање и смртност микроорганизама.



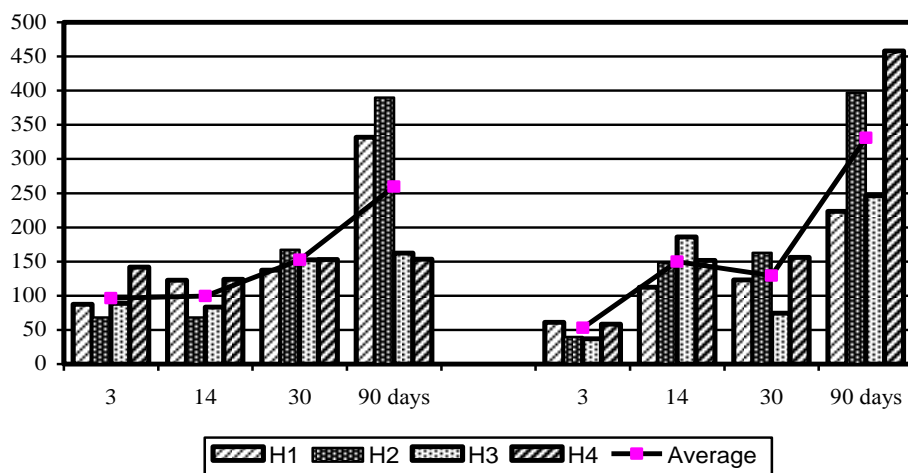
Слика 33. Инхибиторни утицај фунгицида Каптана на раст колонија изолата бактерија из ризосфере корена кукуруза (А) *Azotobaacter* (В) *Bacillus* (прозрачна зона, зона инхибиције пораста колонија)

Микроорганизми усвајају пестициде у ћелију и формирају нова једињења од којих су многа токсична, често и више токсична од самих пестицида, па се може говорити о „самоубиству“ микроорганизама.

Према истраживањима утврђено је да пестициди делују на укупно 25 различитих биохемијских процеса у ћелијама микроорганизама. Пестициди који садрже карбамиде инхибирају деобу ћелије, они који садрже хиноне инхибирају дисање, органоживина једињења се вежу са ћелијским протеинима.

Тако је примењен хербицид кломазон и квисалоп-п-тефурил у усеву соје у периоду од 90 дана утицао на смањење бројности најосетљивије групе земљишних микроорганизама *Azotobacteria*-а у великом проценту од 19 до 21%, док је код бројности актиномицета утврђено повећање већ после 14-ог дана, а код гљива после 30-ог дана (Цвијановић *и сар.*, 2006а) (граф 1.). Хербициди као што је 2,4-D (дихлорфенокси сирћетна киселина) се лако разлаже до једноставних компоненти које се већим делом полимеризују или уграђују у хумус. Voets *и сар.* (1974) у својим истраживањима наводе да су 33 пестицида инхибиторно утицала на процес денитрификације у земљишту у зависности од примељене дозе.

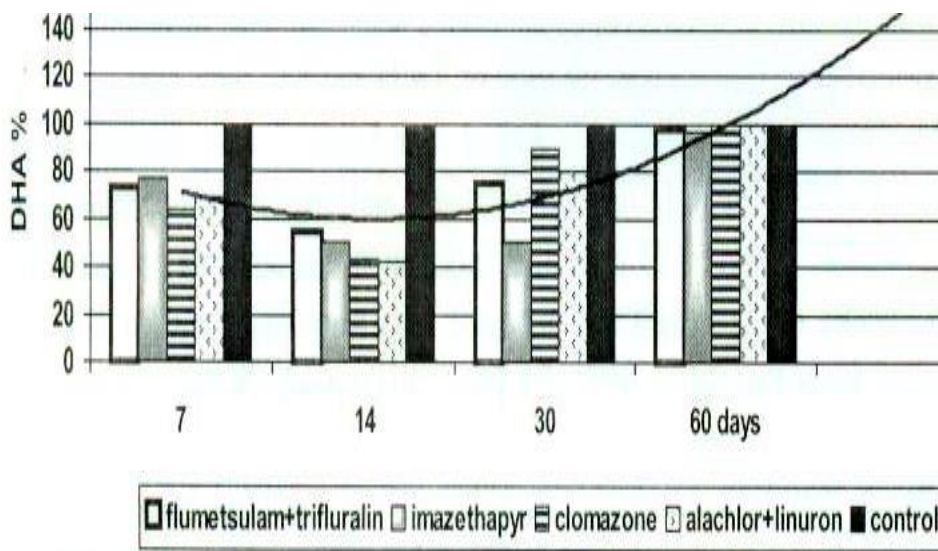
Резултатаи истраживања Милошевић-а *и сар.*, (2004) показују да атразин и алахлор у ризосфери кукуруза утичу на смањење укупног броја микроорганизама, амонификатора и значајно повећање актиномицета и гљива. Истраживања показују да хербициди на бази урее инхибирају активност ензима уреазе у земљишту. У току еволуције микроорганизми су развили различите механизме отпорности на токсично деловање хербицида.



Граф. 1. Утицај појединих хербицида у усеву соје на динамику бројности гљива и актиномицета (Цвијановић *и сар.*, 2006)

Постоје три начина којим се микроорганизми штите од деловања хербицида, а то су: адсорпција, биоакумулација и деловање производа метаболизма. Адсорпцијом се хербициди везују на површину ћелије и тиме се спречава њихово продирање у унутрашњост ћелије и токсично деловање. Биоакумулацијом, стварањем коњугата са различитим конституцијама ћелије хербициди се имобилишу. У процесу метаболизма у ћелији, хербициди претрпе извесне промене које најчешће умањују токсично деловање хербицида (Јањић *и сар.*, 1996). И трећи облик умањења токсичног деловања хербицида су материје које микроорганизми издвајају ван ћелије. То су различите органске киселине, ензими и друге материје. Оне физички и биохемијски утичу на промене које доводе до умањења токсичног деловања хербицида.

Поред бројности микроорганизама, хербициди редукују њихову ензиматску реакцију (дехидрогеназу), што се негативно рефлектује на свеукупне оксидо-редукционе процесе у земљишту који могу бити индикатор дугорочне примене хербицида. Инхибиторни ефекат настаје када се активност микроорганизама не врати после 60 дана након примене хербицида. Тако се често, можда и погрешно говори о утицају хербицида на микроорганизме, јер постојаност хербицида у многама зависи од животне активности микроорганизама.



Граф. 2. Ефекат хербицида на интезитет дехидрогеназне активности у земљишту (Милошевић и Говедарица, 2002)

Микробиолошка разградња пестицида у земљишту се врши највећим делом индукцијом ензима или помоћу споредних производа метаболизма који се везују за пестициде. Поједини микроорганизми за своју исхрану користе поједине загађујуће супстанце и они који су у контакту са хербицидима могу бити инхибирани или стимулирани у свом расту (Cervelli *и сар.*, 1976). Постоје групе које су индиферентне на примењене хербициде. У зависности од еколошког фактора, врсте загађујуће материје и групе микроорганизама, пестициди могу да утичу стимулативно или инхибиторно на микробиолошку активност земљишта. Веома је важно да се бројност и ензиматска активност микроорганизама не смањују нагло, јер може доћи до десорпције пестицида, а затим до поновног негативног деловања.

Примарна микробиолошка популација разграђује хербициде већ после неколико дана од доспевања у земљишта, а секундарна популација продукује индуковане ензиме и разграђује пестициде после периода адаптације. Већина микроорганизама има способност да разложи хербициде користећи их најчешће као изворе угљеника, фосфора, сумпора или азота (Cook и Hutter, 1981). Микроорганизми лако разлажу једињења алифатичног реда и хидроксил једињења. Ароматична једињења разлажу се спорије, али ипак брже него једињења која у прстену имају кисеоник, сумпор или азот. Хидроксиловање ароматичног прстена је први степен у разлагању фенола, амина и сулфида ароматичног реда.

Уколико хербициди садрже хлор, нитра групу или метилне групе, брзина микробиолошке разградње је спорија. Само мале промене у структури молекула хербицида, као нпр. замена хлора са метил групом може убрзати разградњу пестицида у земљишту.

У циљу заштите земљишта, перспектива је у обогаћивању земљишта микроорганизмима који разлажу пестициде. Генетским инжењерингом је могуће добити микроорганизме који значајно утичу на разградњу пестицида и немају токсично дејство на остали живи свет у земљишту. Burns (1995) је доказао да инокулација земљишта бактеријама које су изоловане из контаминираниог земљишта утиче на брзину деградације хербицида. Тако је за 14 дана деградиран хербицид типа 2,4-D за 67-78%, а 2 methyl-chlorophenoxyacetec (MCPA) за 84-89%. Са повећањем концентрације хербицида повећава се његов негативни утицај на микроорганизме.

Тешки метали су у земљишту заступљени у различитим концентрацијама зависно од порекла. Према Frostergard-у (1997) бактерије у земљишту су осетљивије на тешке метале него гљиве. Никл у концентрацији од 2.0 мг кг⁻¹ земљишта углавном инхибиторно утиче на микроорганизме, сем на заступљеност азотобактера. Никл,

кадмијум, олово и молибден у различитим концентрацијама утичу и на синтезу нодуларне нитрогеназе код легуминоза (Говедарица и сар. 1997). Многи аутори истичу неповољан утицај тешких метала на активност дехидрогеназе (Redy и Faza, 1989). Према Милошевић-у и сар. (1997) олово и кадмијум су смањили дехидрогеназну активност, док Мо и Ni нису утицали на активност овог ензима. На смањење синтезе нитрогеназе утиче и већа количина Cu, што је проблем код земљишта на којима се гаје воћарско-виноградске културе. Према истраживањима Говедарице и сар. (1997) тешки метали Ni, Mo, Pb, Cd у карбонатном земљишту под усевом пшенице, шећерне репе, кукуруза и сунцокрета изазивају смањење дехидрогеназе. Тешки метали утичу и на активност других врста ензима које микроорганизми продукују у земљишту као што су протеазе, целулазе, уреазе, липазе, фосфатазе и др.

Високе концентрације тешких метала утичу негативно на микробиолошку активност земљишта, а степен инхибиције зависи од групе или врсте микроорганизма. Највеће инхибиторно деловање испољава кадмијум, док олово и цинк испољавају слабије инхибирајуће дејство. Тешки метали Zn, Cu, Hg, Pb, Cd у концентрацијама које су 10-50 пута веће од основних, спречавају азотофиксиралу активност, и могу да изазову измену укупне бројности микроорганизма. У већини случајева долази до снижавања броја прокариотских микроорганизма, што је јако изражено у тежим земљиштима типа подзола. Често се запажа смањење броја олигонитрофилних бактерија, амонификационих, коринеформних бактерија и неких спорогених форми. Тешки метали највише делују на најосетљивије врсте рода *Bacillus*, нешто су отпорнији псевдомонаси, стрептомиците и многе врсте целулозних микроорганизма. Према резултатима већег броја истраживача може се закључити да микроорганизмима припада значајно, централно место у динамици тешких метала у систему земљиште биљка. Присуство корисних група микроорганизма смањује могућност усвајања тешких метала од стране биљака из земљишног раствора (сл.34).



Слика 34. Шема динамике тешких метала у систему земљиште-биљка

Према истраживању Јаковљева (1984) Cd, As, Cu, Zn, су прекинули процес успостављања симбиозе између детелине и *Rhizobium trifolli*, док су Јарак и сар. (1997) утврдили да су Ni, Cd, Pb, Мо у земљишту изазвали смањење броја квржица.

Према Милошевић-у и сар. (2008) висок садржај олова у земљишту у близини факбрике „Black horse“ у Сомбору инхибирао је раст азотобактера, док је на локалитету Беочина при високим концентрацијама никла смањена бројност азотобактера и дехидрогеназне активности (таб. 37).

Захваљујући способности микроорганизама да се са поједним металима везују, чиме смањују количину метала у земљишту, смањује се њихова токсичност, што омогућава да се процеси хумификације и дехумификације несметано одвијају.

У биоремедијацији земљишта од живе (Hg) учествују неке аеробне и факултативно анаеробне бактерије из родова *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Corynebacterium*, *Micrococcus*, *Vibrio* сулфат-редукујуће бактерије. Микроорганизми живу користе као акцептор електрона у процесу дисања, редукују јонски облик живе у елементарни. Пошто је елементарни облик нестабилан он одлази у атмосферу, док је један део остаје везан у ћелијама микроорганизама.

Табела 37. Утицај олова и никла на бројност *Azotobacter* spp. и дехидрогеназну активност земљишта (Милошевић *и сар.*, 2008)

Локација	Број узор ака	<i>Azotobacter</i> sp. (x10 ⁻¹ g земљ.)	Дехидрогеназна активност (г ТРФ г земљ.)	Тешки метал (мг ⁻¹ кг земљи.)	
Сомбор „Black horse“	1	0.00	169	Pb	18.734
	2	3.50	429		2.248
	3	1.50	245		3.675
	4	9.00	442		529
Беоцин „BFC Lafarž“	1	6.50	860	Ni	123
	2	14.50	227		75
	3	43.00	990		55
	4	16.00	431		23

У детоксикацији земљишта од арсена учествују хемоаутотрофне бактерије из родова *Alcaligenes*, *Pseudomonas* и *Thiobacillus*. Ове групе бактерија имају способности да арсен користе као извор електрона и енергије и преводе га у арсенат. Даља редукција арсената одвија се ван ћелије микроорганизама (Јарак и Чоло, 2007).

У циљу заштите земљишта и околне средине од утицаја тешких метала истраживања не треба усмеравати на изналажење и доказивање инхибиторног деловања метала на микроорганизме, већ приоритет дати селекцији одређених отпорних врста микроорганизама како би се ревитализација и „чишћење“ земљишта обавило брзо у поступку биоремедијације.

Утврђено је да поједине групе микроорганизама редукују токсичан облик хрома у нетоксичан. У бројним истраживањима која су се односила на преживљавање бактеријских популација у срединама контаминираних тешким металима, дошло се до резултата да постоје популације микроорганизама које могу да користе метале као акцепторе електрона (Sandaa *и сар.*, 1999).

Утврђено је да поједини микроорганизми могу да у свој метаболизам укључе растворљиви шестовалентни уран (U⁺⁶), и да га трансформишу у нерастворљиви четворовалентни облик (U⁺⁴). У овим процесима долази до таложења урана чиме се смањује његова концентрација у подземним водама.

Баш због својстава адсорпције тешких метала, истраживања показују да присуство тешких метала може у зависности од елемената и концентрације утицати на повећану толерантност појединих микробних заједница у земљишта. Међутим тешки метали делују на многе корисне групе микроорганизама микробицидно, па постоји

бојазност, да ове групе микроорганизама буду замењене толерантним групама, што доводи до смањења биодиверзитета у микробним заједницама. Микробна активност је добар индикатор присуства ових токсиканата у земљишту. У зависности од врсте, концентрације метала, врсте микроорганизама, физичко-хемијских својстава земљишта, зависи утицај тешких метала на укупну микробиолошку активност.

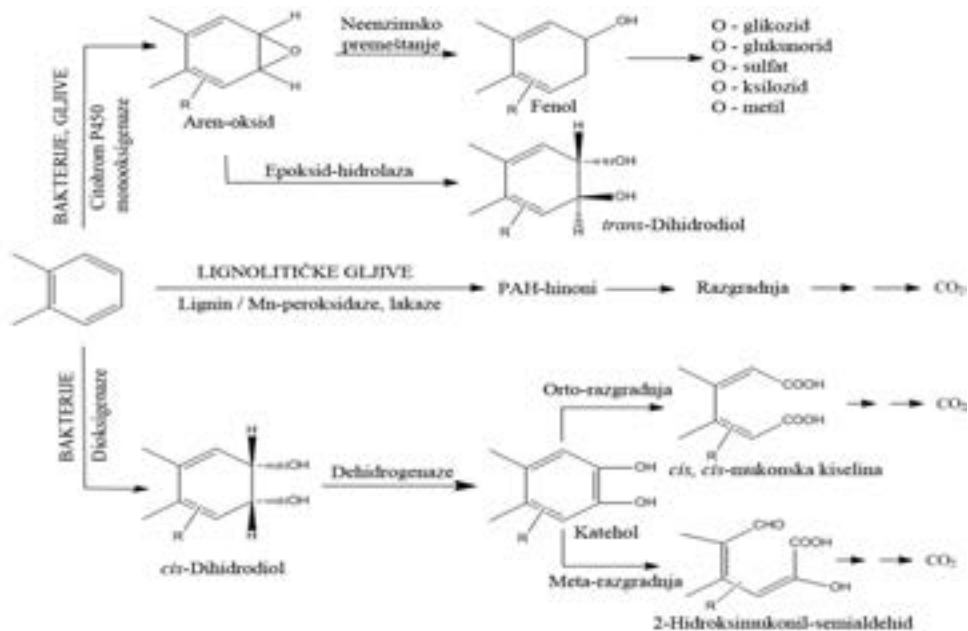
У свој метаболизам микроорганизми најчешће укључују угљоводонике типа C₁-C₄₀, алкане, циклоалкане, бензен, тоулен, етилбензен ксилен (Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylene - BTEX), полицикличне ароматични угљоводоници (ПАХ-ови) са два до шест прстенова. Биодеградација се одвија у аеробним и анаеробним условима. Најбоље је код бактерија *Pseudomonas putida* проучена путања разградње алкана до алкохола помоћу ензима. Микроорганизми који деградирају ПАХ - ове имају способност да полазна једињења у већем броју трансформишу до одређених међупроизвода као што су катехол, хомогентизат који се преводје до циклуса трикарбонских киселина (сл. 35).

Код анаеробне разградње први део у низу хемијских измена је увођење воде или фумарата уместо кисеоника. Централни интермедијер у разградњи ароматичних једињења је бензол-СоА, чија деградација иде до крајњег производа ацетил-СоА и молекула угљендиоксида.

У досадашњим истраживањима утврђени су најчешћи родови микроорганизама који разграђују угљоводонике нафте. Међу њима највећи број родова из групе:

- бактерија: *Nocardia*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Arthrobacter*, *Corynebacterium*, *Achromobacter*, *Rhodococcus*, *Alcaligenes*, *Mycobacterium* и *Bacillus*,
- квасаца : *Rhodotorulla*, *Candida*, *Sporobolomyces* и *Aureobasidium*,
- гљива: *Fusarium*, *Aspergillus*, *Mucor*, *Penicillium*, *Trichoderma* и *Phanerochaete*

Микроорганизми могу да се користе за праћење екотоксичности земљишта (таб. 38). За тест екотоксичности најчешће се користи бактерија *Vibrio fischeri*, јер она поседује способност одавања светлости. Присуство токсиканата у земљишту утиче на смањење интензитета светлости која је директно пропорционална метаболитичкој антивности бактерија.



Слика 35. Главне путање за аеробну разградњу ПАХ-ова код бактерија и гљива (Бешкоски *и сар.*, 2012, Преузето: Cerniglia, 1992)

Табела 38. Преглед стандардизованих екотоксиколошких метода на основу микробиолошке активности (Köredel и Römbke 2001, Vaajasaari 2005: преузето Милошевић *и сар.*, 2010)

Стандард	Год.	Метод
ISO 10381-6	1993	Руковање и чување земљишта за праћење аеробних микробних процеса у лабораторији
ISO SFS-EN 28692	1993	Инхибиција раста алге <i>Pseudokir chneriella sucapita</i>
ISO 10712	1995	Умножавање ћелија <i>Pseudomonas Putida</i>
ISO 15685	2002	Одређивање потенцијалне нитрификације -брзи тест
ISO 16072	2002	Лабораторијски метод за одређивање микробне респирације у земљишту
ISO 17155	2002	Одређивање раста и активности микрофлоре земљишта
ISO 23753-1	2003	Одређивање дехидрогеназе активности у земљишту Метода са трифенилтетразолиум хлоридом (ТТЦ)
ISO 23753-2	2003	Одређивање дехидрогеназне активности у земљишту: метода са иодотетразолиум хлоридом (ИТТ)

Техника биоремедијације

Биоремедијација је један од облика ремедијације елемената животне средине.

Процеси биолошке трансформације и деградације загађивача помоћу микроорганизама су познати генерално као биоремедијација. Биоремедијација је комбинација две речи *био*-кратко од биолошки, и *ремедијација* што значи поправити, излечити. Биолошка деградација и детоксикација најчешће и најефикасније се обавља помоћу микроорганизама. Биоремедијација је својеврстан облик „зелене технологије” која тежи развоју „*zero waste*” технологија, односно технологија које смањују настанак отпада као крајњег продукта неког процеса.

Биоремедијација се може дефинисати као било који процес у коме се користе микроорганизми или њихови ензими за враћање нарушене животне средине у оригинално стање. Биоремедијација има потенцијал потпуне деградације или трансформације опасних органских загађивача у безопасне производе. Употреба микроорганизама у биоремедијацији није ограничена на детоксификацију органских једињења. Тако је нпр. примена генетичких метода резултирала развојем сојева *Pseudomonasa* који су способни да деградирају широк низ хлоробензоата и хлорофенола.

Биоремедијациона техника се може применити код пречишћавања контаминираног земљишта, површинских, подземних и отпадних вода и ваздуха (процесних и отпадних гасова) трансформацијом штетних супстанци (и/или њихова трансформација и разградња пре загађивања животне средине), као што су:

- органски загађивачи (нафта и деривати нафте, пестициди, детерџенти, полимери, феноли, органски растварачи),
- вештачка ђубрива, тешки метали (нпр. жива, кадмијум, олово),
- тешки метали,
- токсични елементи и једињења (арсен, цијановодоник и др),
- токсични гасови (као водоник-сулфид) и
- радионуклиди (уранијум, плутонијум и др.).

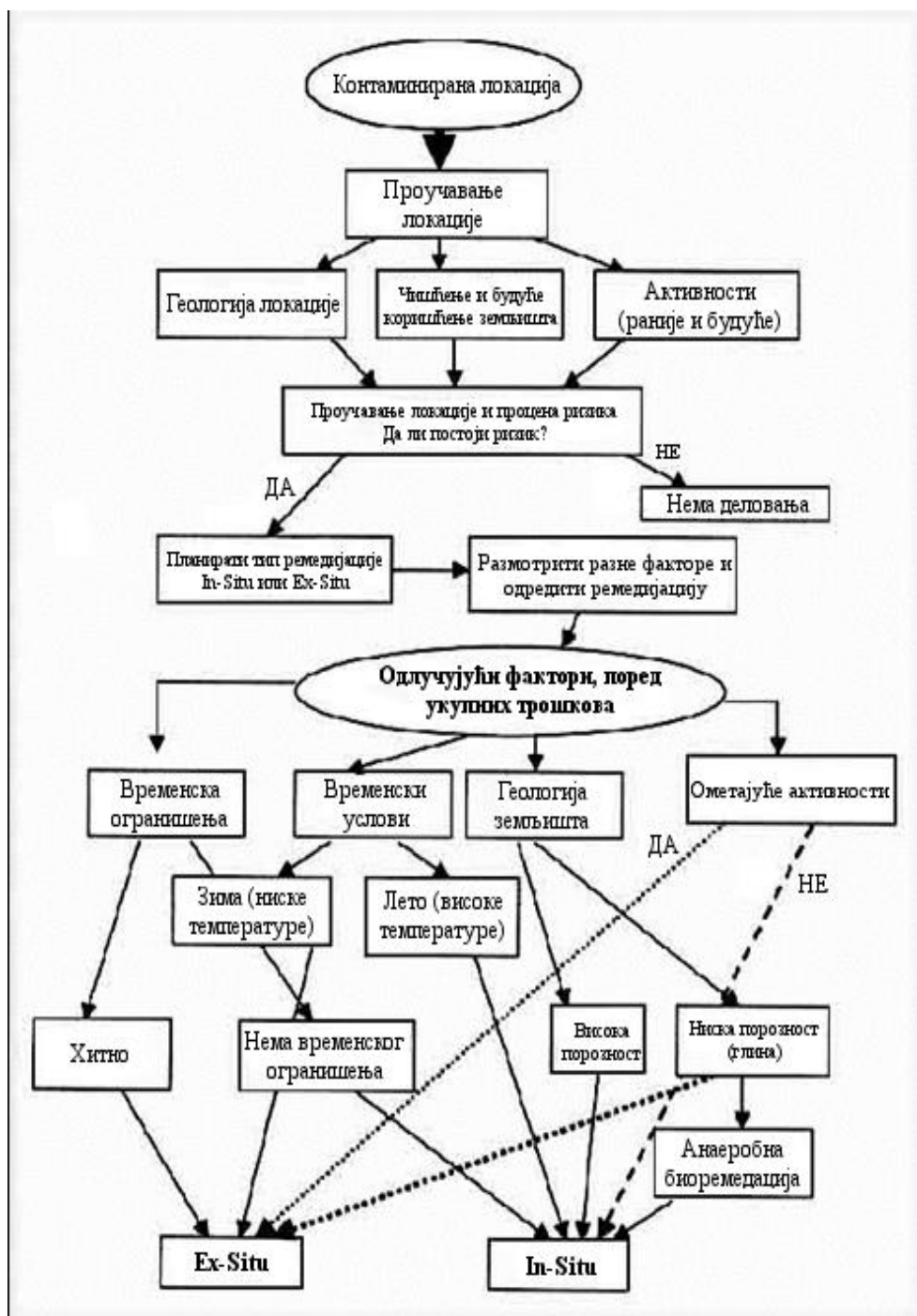
За успешније обављање процеса биоремедијације, потребно је познавати карактеристике контаминанта, локалитета и микроорганизама. Зато је дужина трајања биоремедијације различита, може да достигне и више година. Поједини лако биодеградибилни контаминанти могу се разградити и за мање од годину дана, док се контаминати великих молекулских тежина разграђују знатно дуже.

За успешну биоремедијацију потребно је:

- одредити најважније карактеристике контаминанта (могућност биодеградације, растворљивост у води, хемијска реактивност),
- карактеризацију и описивање локалитета (дубину и површину распрострањења контаминанта, концентрацију контаминанта у локалитету),
- тип земљишта или класа вода са својим особинама (рН, садржај органске материје, садржај макро- и микроелемената итд.),
- присуство или одсуство супстанци које су токсичне за микроорганизме,
- присуство других акцептора електрона итд.,
- особине микроорганизма (да имају способност биодеградације одређеног контаминанта и да њихова популација у локалитету буде довољно велика, како би се што ефикасније контаминант разградила).

У процесу биоремедијације могу учествовати аутохтони микроорганизми, који су изоловани са дотичних контаминираних локалитета. Уколико биолошка активност, потребна за деградацију појединих полутаната и контаминаната, није установљена, контаминираним локалитетима потребно је додавање култура егзогенних микроорганизама претходно успешно тестираних на присуство различитих контаминаната.

У последње време генетски инжењеринг нуди велике могућности стварања генетски модификованих микроорганизама са биодеградационим својствима - катаболичким генима, тзв. „супер микроби”, који представљају потенцијалну опасност за околину због још увек недовољног искуства у могућој интеракцији ових микроорганизама са животном средином и настанка облика који би били опасни по здравље човека и његову околину. У генетском инжењерингу, утврђено је да генетски измењена бактерија *Ralstonia eutropha* може смањити токсичност кадмијума на раст биљака.



Слика 36. Шема биоремедијације

Табела 39. Пример неких уобичајених токсичних једињења и микроорганизама који их разграђују (Бобић, 2005)

Хемикалије	Микроорганизми
Фенолна једињења	<i>Rhizoctonia praticola</i>
Ароматични угљоводоници	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> UG2
Мешавина полицикличних ароматских угљоводоника	<i>Mycobacterium sp. (FA)</i>
Флуорантен	<i>Cunninghamella elegans</i>
Нафтален	<i>Oscillatoria sp.</i>
Карбамат	<i>Arthrobacter sp.</i>
Дихлор-дифенил-триклоретан (ддТ)	<i>Phanerochaete chrysosporium</i>
Полициклични ароматични угљоводоници (ПАН)	<i>Aspergillus ochraceus</i> <i>Cunninghamella elegans</i> <i>Trametes versicolor</i> <i>Phanerochaete chrysosporium</i> <i>Saccharomyces cerevisiae</i>
Хлоровани алкени	<i>Xanthobacter sp.</i>

Да би уклањање загађења било ефикасно потребно је обезбедити одговарајуће нафтнооксидујуће микроорганизме, у довољно великом броју, као и оптималне услове за њихов раст и развој као што су довољне количине азота и фосфора. Зато је потребно додавати материје ради успостављања масеног односа C:N:P = 120:10:1, јер је приближан односу у биосфери. У биодеградацији угљоводоника учествују различите групе микроорганизама међу којима доминирају бактерије родова *Pseudomonas*, *Vibrio*, *Arthrobacter*, *Aeromonas*, *Acinetobacter*, *Alcanivorax* (подкласа *Proteobacteria*), квасаци родова *Candida* (*C. lipolytica*, *C. tropicalis*), *Hansenula*, *Torulopsis*, *Rhodotorula* и гљиве родова *Aspergillus*, *Penicillium*, *Fusarium*, *Trichoderma*.

Биодеградација полицикличних ароматичних једињења је доста спора, јер (ПАХ) су веома отпорна једињења. Разградњу ових једињења обављају бактерије родова *Syntrophus* и *Methanosaeta*, док у аеробним условима процес разградње обављају бактерије из родова *Burkholderia*, *Sphingomonas* и *Mycobacterium* (Kanaly, 2000).

Врсте биоремедијације

Врсте ремедијације (поправке) према методама по којима се изводе могу да се поделе на: техничке (механичко-физичке и хемијске), биолошке и комбиноване. Према месту извођења

ремедијација може да се подели на *on site*, изван места загађења, *ex situ* (*off site*) када се загађено место ископава и пребацује до места обраде, *in situ* на самом месту загађења (сл. 37).

Биоремедијационе технике се могу поделити на два основна типа:

1. **Пасивна** биоремедијација, која се примењује када су природни услови погодни за одвијање биоремедијације без људске интервенције. Зато се за опис пасивне ремедијације често користе термини „природно уклањање“ (*eng. natural attenuation*). Пасивна биоремедијација се примењује када је природни степен биодеградације загађења бржи од интезитета загађења. Овај релативни однос зависи од типа и концентрације загађења, микробиолошке заједнице и хидрогеохемијских карактеристика земљишта.

Овај облик биоремедијације све више се шири, посебно у земљама Западне Европе и Северне Америке. Примењује се при пречишћавању земљишта и подземних вода од једињења која су релативно биолошки доступна и биодеградибилна (производи од нафте, хлорисани растварачи, пестициди и загађења која се екстрахују из сметлишта). Пасивна биоремедијација се углавном користи за чишћење земљишта или вода где је уклоњен извор загађења, мада се може користити када је извор и даље присутан или ако су уклоњене неке опасне тачке.

Овај тип биоремедијације заснива се на животној активности аеробне и анаеробне микробне популације, абиотичким оксидацијама, хидролизом и др.. Да би се пасивна биоремедијација одвијала потребно је да буду испуњени услови као што је: сталан проток подземне воде, присуство кисеоника, јер аеробна активност је бржа и иде до краја разградње, присуство појединих елемената који спречавају промену рН вредности, присуство нутритивних елемената као што су азот (нитратни облик), сулфати, гвожђе (Fe^{3+}) и др.. Пасивна биоремедијација захтева испитивање земљишта и одређивање типа земљишта, степена и извора загађења, тока подземних вода (брзину и правац кроз сезоне) могућност биодеградације микробном популацијом, која је утврђена на месту загађења. Способност разградње загађивача аутохтоном микрофлором мора бити испитана у лабораторијским условима, зато овакав вид биоремедијације захтева теренски мониторинг локације и земљишта.

У току мониторинга локације врши се:

- анализа праваца (трендова) миграције загађујућих материја и дистрибуција њихових концентрација у контаминираној зони,
- одређују се губици загађених маса,
- микробна активност,

- оцењују се ризици утицаја загађења на околну средину и човека.

Поред тога потребно је вршити мониторинг услова који погодују одвијању биотрансформације:

- присутности акцептора електрона (кисеоника, нитрата, сулфата и др.),
- приступачности хранљивих елемената (једињења азота и фосфора),
- физичко-хемијских услова земљишта (температуре, рН, Eh, влажност),
- механичке структуре земљишта,
- одређивању укупне биомасе земљишних микроорганизама,
- бројности микроорганизама – деструктора,
- заступљености и ензиматске активности појединих група.

Показатељи способности земљишту за самочишћење и нивоа загађености могу да послуже: бројност микроорганизама која је у негативној корелацији са концентрацијом загађивача и обрнуто је пропорционална времену разградње; ниво дисања; микробни метаболички коефицијент Q_{CO_2} , који представља однос дисања земљишних микроорганизама према њиховој биомаси.

При одвијању пасивне биоремедијације или самочишћења, насупротив разноврсности услова везивања и миграције загађивача најпре се уклањају лакоприступачна загађења. У мери повећања времена контакта загађења са земљиштем, расте удео загађења, јер се загађујуће материје везују за честице земљишта, при чему се стварају тешко разградиви земљишни агрегати који адсорбују супстанцу (процес старења). Због тога, загађења која се у дужем времену налазе је теже одстрањивати. На парцелама са застарелим загађењима већа је вероватноћа адаптације живог света на полутанте, појаве организама који су на њих отпорни и способни да их трансформишу и разлажу. Због тога, у случају застарелих загађења, боље резултате дају методе биолошког пречишћавања, које се заснивају на стимулацији активности аутохтоних микроорганизама - деструктора (метода биостимулације).

У случају разградње тежих фракција које трају дуго, због неповољних услова на локалитету може доћи до миграције загађења, што представља велики недостатак пасивног вида биоремедијације. Уколико природно окружење на повећану концентрацију угљоводоника одговори повећаном бројношћу бактерија, посебно нафтнооксидујућих и липолитских, онда постоји добар потенцијал за самочишћењем на локалитету. Уколико, поред тога, долази до смањења концентрације загађења, може се део уклоњеног загађења приписати микробиолошкој

биодеградијацији и биотрансформацији, што говори да на наведеном локалитету тече процес природне биоремедијације.



Слика 37. Биоремедијационе технике (Бешкоски и сар., 2011)

Пасивна биоремедијација може да се примењује као самостална техника, или да се комбинује са другим техникама. Иако постоје различите процедуре за спровођење пасивне биоремедијације, није прописана стандардна процедура која би обухватила који све параметри треба да се прате, којом фреквенцијом и на ком месту.

2. **Техничка** биоремедијација, која се примењује када је потребно додати материје које стимулишу микроорганизме. Техничка биоремедијација се примењује када је битно да се чишћење изврши за кратко време или када се мрља веома брзо шири. Њеном применом смањују се трошкови због краћег третирања земљишта и мањег броја

узоркавања и анализа, а она је важна и због политичких и психолошких потреба, јер је заједница изложена загађењу. Она је подложна варијацијама због геолошких, хидролошких и хемијских карактеристика земљишта и потребног биохемијског процеса, а важан аспект приликом успостављања техничке биоремедијације је и то да ли се третира земљиште или вода (CIRT, 1997).

Која варијанта чишћења ће се применити зависи од врсте загађења, природе терена и др.. Може се применити техничка, спонтана биоремедијација, комбинација обе, или мешавина биоремедијације са небиолошким третманом. Пошто је обично концентрација загађења у подземној води мања него у зони извора загађења, онда се могу применити другачије процедуре за изворну зону и за раширену мрљу.

Најзначајније врсте биоремедијације према месту

In-situ биоремедијације

In-situ биоремедијација подразумева свесну стимулацију микроорганизама у подземној води, седименту или земљишту у циљу деградације загађења. *In-situ* биоремедијација заснива се на третирању контаминираниог земљишта или вода на истој локацији где је утврђено присуство контаминаната. Већина биоремедијационих технологија које су временом усавршаване и биле засноване на *in-situ* биоремедијацији служиле су за уклањање нафтних угљоводоника.

In-situ техника заснива се на убацивању ваздуха и хранљивих елемената кроз сет ињектованих бунара. Такође, може да се убације и водоник пероксид. Да би *in-situ* техничка биоремедијација била фаворизирана потребно је да земљиште буде пропустљиво за флуиде и уједначено, а концентрација водонерастворног загађења релативно мала (<10000 мг/кг земљишта). Овај облик биоремедијације, предвиђа активацију животне активности природне заједнице аутохтоних микроорганизама (и/или биљака) путем стварања оптималних услова околне средине. Убацивањем водоник-пероксида и његовим кружењем кроз контаминирано земљиште, обезбеђује се кисеоник који стимулативно делује на микроорганизме. Лимитирајући фактори за водоник-пероксид су токсичност за микроорганизме и могућност да се зачепи аквифер услед продукције талога насталог оксидацијом органских и неорганских материја (Morgan и Watkinson, 1992; Pardieck и сар., 1992). Да би се смањила бурна реакција, пре водоник-пероксида некад се додају фосфати да се исталожи гвожђе и делимично смањи металкатализована деградација. Прилагођавање микроорганизама на полагаано повећање концентрације водоник-пероксида може бити

успешно и на концентрације до 2000 мг/л (Pardieck *и сар.*, 1992). *In-situ* техникама биоремедијације постижу се мањи трошкови транспорта загађених супстрата, минимално излагање радника загађењима, краће време чишћења средине.

Примењује се неколико техника као што су *in-situ* биостимулација биоаугментација, биовентилација, стимулисана биоремедијација, површинска обрада земљишта.

Биовентилација (eng. *bioventing*) представља удување ваздуха или водоник пероксида у зону загађеног земљишта брзином која подстиче активност аеробне микробне деградације органских једињења, уз смањења испаравања ослобођених загађивача. Ако се ради о површинском загађењу земљишта од 10 цм до 35 цм, може се применити метод повећања аерисаности, која се најчешће постиже обрадом. Уколико је загађење дубинско, аерација се постиже применом вакума (*bioventing*) али се може применити и ињектовање ваздуха. Основни циљ овог начина је допремање довољне количине кисеоника који има улогу акцептора електрона који се ослобађа у оксидредукционим процесима у току разградње загађујућих материја.

Уколико се распршује чист кисеоник, обезбеђује се до 40 мг O_2 /л воде, а применом водоник-пероксида обезбеђује се и до 100 мг O_2 /л воде.

Распршивањем ваздуха постижу се два циља:

1. Успешан начин да се микроорганизми обезбеде кисеоником и убрза процес чишћења. Осим тога ваздух истискује воду из капиларних цевчица у земљишту, те повећава аерацију земљишта.

2. Распршивање ваздуха може помоћи у уклањању испарљивог загађења. Ињектовани ваздух се креће кроз загађену зону ка површини, и може да носи испарљиво загађење и да се хвата уз помоћ система за повратне гасове.

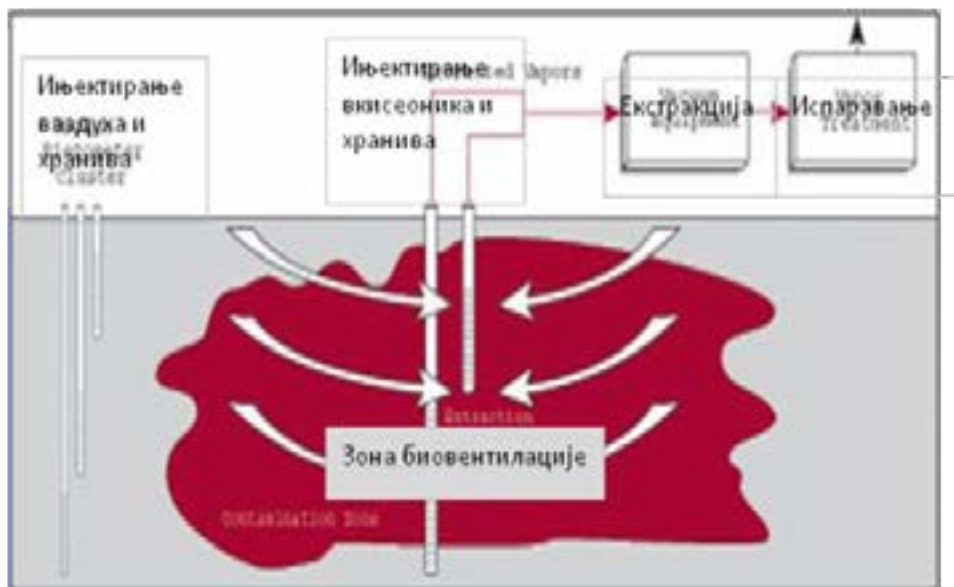
У већини ситуација систем распршивања ваздуха је спојен са системом захватања подземне воде да би се спречила миграција раствореног загађења. Када су присутна испарљива једињења, систем за враћање ваздуха се користи да би се спречило загађење ваздуха изнад система и евентуално пренео у суседну зону.

Техника биовентилације се успешно примењује за нафтне деривате као што су бензин, керозин, дизел и уља за грејање, ПАХ-ове, али се може користити и за феноле, алкохоле и кетоне, различите хлороване раствараче. Такође може да се користи за ремедијацију земљишта загађеног пестицидима, угљоводоникима нафте. Метода се примењује ако се загађење налази на дубини до 50 цм, уколико је

дубље до 1.5 м, примењује се друга методологија (ископавања *ex situ* метод).

У току праћења процеса биовентилације мери се количина утрошеног кисеоника која је у корелацији са степеном разградње загађивача. Код анаеробне биоремедијације опада концентрација нитрата, сулфата, тровалентног гвожђа, мангана, а расте концентрација азота, водоник-сулфида, двовалентног гвожђа. Такође, расте бројност протозоа, што говори о томе да расте бројност микроорганизама, јер протозое су већином предатори многим врстама бактерија. Успешност технике у великој мери зависи од карактеристика земљишта (текстуре земљишта, влаге, броја микроорганизама, рН) и климатских услова (количине падавина, ветра, као и температуре), присуства тешких метала (уколико су присутне концентрације веће од 2,5 мг/кг могу инхибирати микробни раст).

Биостимулација или стимулисана биоремедијација најчешће се примењује при чему може да се микрофлора изолује из земљишта, размножава у биореакторима и засејава у загађеној зони. То је унапређена, побољшана биоремедијација (eng. *enhanced bioremediation*) и представља додатак и других материја као што су азот, фосфор или неки други мелиоративни материјали у циљу убрзавања биодеградационих процеса. Поред удубљавања ваздуха може да се користи и систем са циркулацијом воде између ињектованог и повратног бунара (сл. 38). Водом се такође, допрема кисеоник који поспешује раст микроорганизама. У ову сврху се користи вода за пиће или чиста подземна вода у коју се додају нутритивијенти најчешће азот и фосфор. Обогаћена вода кретањем кроз загађене делове земљишта повећава микробиолошку активност јер обезбеђује елементе који лимитирају спонтану биодеградацију. У ту сврху може се са ваздухом унети допунски органски извор угљеника, као нпр. уношење течног стајњака. Такође, за пречишћавање земљишта која су загађена органохлорним растварачима, могу да се уносе на пример, полилактатни етри који значајно повећавају брзину редукције једињења.



Слика 38. Ињектирање ваздуха (www.watersoilbioremediation.com)

Ако је биодеградација загађења у земљишту лимитирана одсуством одговарајућих физичко-хемијских услова: температуре, рН и ниске пропустљивости, онда је у таквим случајевима ефикаснија комбинација биоремедијације са термичким, електро-кинетичким и другим методама, које омогућавају да се повећа биолошка доступност супстрата и побољшају услови за развој микроорганизама. При ремедијацији глиновитих земљишта, ради доставе акцептора електрона до микроорганизама и ради извлачења споредних производа биодеструкције загађења, може се применити електрокинетичка метода.

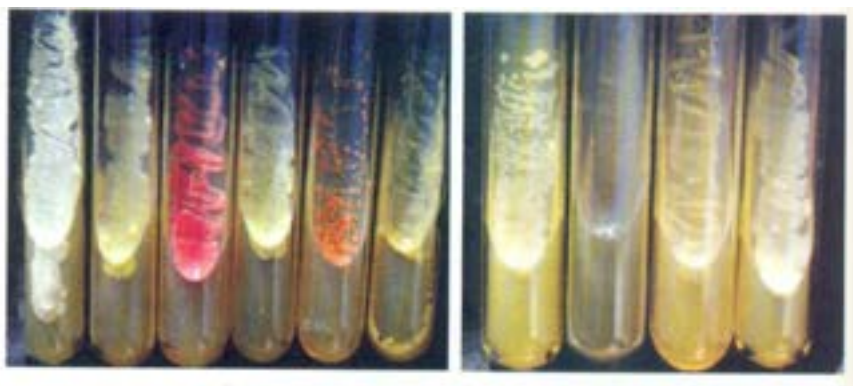
За убрзавање биодеструкције могу се користити и други додаци. За брже отклањање органо-хлорних загађивача могу се у испирајућу воду додавати етанол, који има улогу донора електрона при микробиолошкој редукцији органо-хлорних једињења. Такође, могу да се користе различите површински активне материје које не утичу на интезитет микробиолошких процеса у земљишту, већ појачавају биолошку доступност материја које се у води слабо растворљиве, олакшавају транспорт материја унутар микробних ћелија, токсично делују на деструктивне микроорганизме.

Постоје групе микроорганизама које продукују површинске активне материје сурфактанате ко што су гликолипиди, липопротеини, липопептиди, фосфолипиди и масне киселине, који могу да оксидују

угљоводонике, као што су бактерије *Pseudomonas aeruginosa*. Мале количине сурфактаната смањују површински напон и загађење прелази у водену фазу. Када се примењују велике количине сурфактаната долази до спајања молекула сурфактаната у колоиде уз грађење мицела. Органско загађење раствара се у мицелама и транспортује се са водом у њима, тако да нема правог повећања концентрације у воденој фази и биодеградација није повећана. У неким случајевима бактерије производе сопствене сурфактанте.

За земљишта загађена тешким металима и радионуклидима могу се додавати водорастворљиви носачи који могу везати тешке метале. Такође за уклањање ових загађивача могу се користити екстрацелуларни полимери микроорганизама као полисахариди који имају велики број катјонских и анјонских група које на колоидима земљишта везују метале. Метода биостимулације *in situ* нашла је велику примену у чишћењу земљишта загађеног нафтом, јер су то углавном велике површине лоциране поред налазишта, прераде и транспорта нафте и земног гаса.

Биоаугментација представља додавање концентроване и специјализоване популације микроорганизама (појединачни сој или мешана култура). Ова техника се користи за земљишта у којим је мали број микроорганизама или уколико присутни микроорганизми не поседују метаболичке путање за разградњу контаминаната. Овом методом се у земљиште уносе специјално одабрани и селекционисани микроорганизми издвојени из природних извора (сл. 39), који се одликују неопходном биодеградирајућом активношћу. Ове групе микроорганизама треба да се одликују отпорношћу на високе концентрације загађујућих материја и не испољавају непожељне споредне ефекте (еколошке, санитарно-хигијенске).



Слика 39. Бактеријски сојеви на косом агару изоловани из воде и земљишта загађеног нафтом

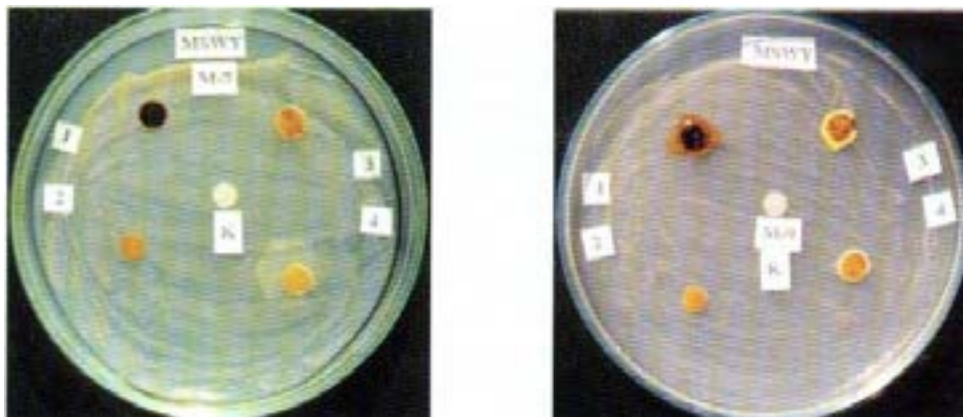
Унесени микроорганизми разлажу основну масу загађења, смањују њихов негативни утицај на живи свет и самим тим стимулишу процесе аутопурификације. Мешане микробне културе имају предност због ширег деградационог потенцијала. Микроорганизми који се употребљавају за биоаугментацију могу се изоловати са места контаминације. Овакви микроорганизми се налазе у комерцијалним препаратима. Доследна загађења стварају услове за развој микроорганизама, који су карактеристични за одређене еколошке нише и који су способни да усвајају.

Многи од тих микроорганизама се већ користе за пречишћавање земљишта од нафте и нафтних производа, ароматичних и полуароматичних једињења, хлорисаних производа, пестицида и других група ксенобиотика. Коришћење мешаних култура показало се ефикасније, јер се састоје од култура које су способне да разграђују различите делове вишекомпонентног загађења, поседују осмотолерантне врсте, врсте које синтетизују факторе раста, биомулгаторе или оне који одржавају потребну рН. Метаболити који се акумулирају могу бити токсични за једну од врста у заједници, али се усвајају од стране других микроорганизама, што такође убрзава свеукупне процесе њиховог разлагања.

У поступку биоаугментације могу да се користе бактерије родова *Acinetobacter*, *Achromobacter*, *Alcaligenes* и др., које користе угљоводонике и органске ксенобиотике као супstrate. Такође, могу да се користе друге групе микроорганизама који поседују ензиме лиггиназе, пероксидазе и др. као што су гљиве беле трулежи *Phanerochaete chrysosporium*, квасци родова *Candida*, *Yarrowia*, *Rhodotorula* и неки представници цијанобактерија.

Биопрепарати на бази гљива међу њима квасаца због својих еколошких и физиолошких особина, често су ефикаснији у екстремним условима средине: при киселој рН, у сувим земљиштима или земљиштима која садрже хранљиве материје у виду локалних микроагрегата, у условима повећане заслањености. Гљиве имају веома снажан ензиматски апарат, те су способне да цепају везе у сложеним ароматичним молекулима. Ензими су неспецифични и способни су да разлажу широки спектар једињења.

Многе загађујуће материје се брже и потпуније разграђују код примене биопрепарата, на бази мешаних популација и асоцијација микроорганизама. То је карактеристично за ситуације када једна посебна врста организама трансформише једно једињење у друго, али нема ензимски систем за његову даљу деградацију.



Слика 40. Раст аутохтоних сојева на четири извора угљоводоника 1- парафинска нафта; 2-фукусно; 3- САЕ 30Т; 4-мешавина К-контрола Уочава се интензивнији раст код појединих извора угљеника у истраживањима група микроорганизама који имају способност разградње угљоводоника (Далмација *и сар.*, 2004)

Методe биоаугментације у поступку биолошке биоремедијације могу да имају низ предности ако су задовољени неки фактори као што су:

- утврђени узроци, који ограничавају биодеградацију,
- ако је утврђено да ће унети алохтони микроорганизми имати предност у природној средини,
- ако су тачно утврђене технике примене биопрепарата,
- да се користе произведени на бази непатогених сојева, издвојених из прородних ценоза или селекционисаних у лабораторији.

Биопрепарати са мешаним културама изолованих на местима загађења, припремљеним за решавање задатака заштите околне средине, могу се према њиховој намени поделити:

- за уклањање загађења,
- за рекултивацију територија и успостављање плодности земљишта,
- за прераду отпада,
- за пречишћавање природних водених басена,
- за биомониторинг и биотестирање.

Биоконцентрирање је накупљање загађујућих материја у локалној зони као последица деградације од стране микроорганизама. Загађујуће материје остају везане у биомаси микроорганизама. Ова метода је применљива за средине које су загађене радионуклидима, тешким металима. Накупљање и таложење оваквих материја је резултат њихове оксидације или редукције и везивања на површини организма или за честице колоида земљишта. Микроорганизми унети у земљиште катализују процесе везивања органских остатака загађивача и њихове имобилизације, што доводи до губитка активности тих загађења.

Методe биоконцентрирања чешће се користе при пречишћавању земљишних и водених средина, које су загађене тешким металима и радионуклидима. Многе бактерије, квасци, плесни, алге и лишајеви су способни да акумулирају тешке метале, радионуклиде у количинама које за хиљаде и милионе пута надмашују њихове физиолошке потребе. Количина тешких метала који могу бити везани у ћелији микроорганизама, може достићи 10 - 20 % и више по јединици суве биомасе. Феноли и њихови производи, полиароматични угљоводоници и пестициди одређених група у аеробним условима везују се са хуминским киселинама земљишта. Везани остаци се поново ослобађају при деградацији хумуса. С обзиром да је то дуг процес (десетине година) овако ослобођени ксенобиотици не представљају опасност за земљиште. Биомаса са накупљеним загађењем може бити издвојена и посебно прерађена.

Микроорганизми загађујуће материје акумулирају и извлаче из земљишта својом биомасом. Овако акумулирана загађења могу се издвојити из земљишта, издвајањем микроорганизама у поступку седиментације земљишта или фракционисањем. Овај начин захтева велику количину микробиолошке биомасе у земљишту, што се може постићи методама биостимулације или биоаугментације. Његов недостатак је могућност њихове мобилности при изумирању организма и разлагању биогеног материјала.

Биоекстракција је поступак када се под непосредним утицајем микроорганизама тешки метали из слабо мобилног инертног облика преводе у мобилнији водорастворљиви облик. У биоремедијацији процеси биоекстракције се користе за уклањање метала и радионуклида из загађених земљишта или других чврстих материјала методама *in situ*, и *ex situ*. У природи се овај процес одвија најинтензивније при биоекстракцији сулфидних минерала гвожђа. Сумпор сулфида се оксидује раствореним гвожђем или кисеоником уз учешће микроорганизама који оксидују сумпор (*Thiobacillus ferrooxidans*, *T. thiooxidans* и др.), при чему се ослобађа гвожђе и прелази у растворене облике у облику јона Fe^{2+} .

***Ex-situ* биоремедијација**

Методе *ex situ* обично се користе при обради глина и других земљишта са ниском водопропустљивошћу и при малом опсегу загађених земљишта, јер захватање и превозење загађеног земљишта изискује велике издатке. Утовар, превоз, складиштење и обрада се врше тако да се избегне мешање различитих слојева земљишта, да би се у случају потребе вратили у стање пре извођења захвата.

Ex-situ технике биоремедијације подразумева ископавање загађеног земљишта, његов транспорт и обраду, што захтева значајна материјална средства. Када је загађена велика површина земљишта или кад загађење доспе дубоко у земљишне хоризонте, немогуће је ископати сво загађено земљиште, тако да долази до ограничене примене *ex-situ* технике. *Ex-situ* техником земљиште се брже очисти, али она нарушава пејзаж, загађење се износи на површину и мора се изместити. Зато је *ex-situ* метод некад непрактичан. Примењује се неколико техника као што су биореактори ("*slurry*" *bioreaktori*), биогомиле (*biopiles*), површинска обрада (*landfarming*), компостирање, третман испумпане воде (*pump and biotreat*), биофилтрација и др..

Материјал се обрађује у условима који су повољни за одвијање процеса превођења загађења у непокретни облик. Деконтаминирано земљиште се враћа на своје место. Обично се обрађује змљиште загађено нафтом. Време обраде је од 6 месеци до 2 године.

Површинска обрада (*landfarming*) - Овај метод се приписује методама *on site* и *ex situ (off site)*. Овом методом обично се обрађује земљиште загађено нафтом (време обраде од 6 месеци до 2 године). Загађено земљиште се испира, распоређује по слојевима на припремљеној парцели, додају се минералне компоненте, додатни органски супстрати, (говеђи стајњак, пиљевина) ради одржавања влаге, добре аерације, обезбеђења микроорганизама кисеоником, лако приступачним изворима угљеника, азота, фосфора и микроелемената. Земљиште се одржава у влажном стању, периодично аерише пребацивањем лопатом (лопатањем), орањем и томе слично.

Циљ је да се ситмулише активност биодеградирајућих микроорганизама и да се олакша аеробна деградација контаминаната. Загађено земљиште се рашири у танком слоју дебљине до 45 цм на подлогу са системом за сакупљање оцедних вода. Земљиште се периодично преврће и меша ради аерације. Влажност земљишта и садржај потребних нутријената се контролишу. Када се процес изводи у затвореном систему испаравање токсичних компоненти се може смањити на минимум. Проблем је у хладном периоду године. Испод и изнад гомиле се поставља заштитна фолија у циљу спречавања ширења

загађења у околину. На овај начин се чува топлота која се ослобађа у току микробиолошких процеса, а потребна је за оптималну биодеградицију.

Технологија се успешно примењује за обраду халогених и нехалогених испарљивих органских једињења, нафтних угљоводоника, полуиспарљивих органских једињења и пестицида. Недостатак је присуство значајних концентрација тешких метала инхибира раст микроорганизама.

Компостирање (*composting*) - је контролисан биолошки процес којим се органске супстанце комуналног отпада у земљишту стабилизују и трансформишу дејством микроорганизама под аеробним и анаеробним условима до безбедних једињења (Бешкости и сар., 2011). Компостирање је техника која укључује комбиновање контаминираних земљишта са безбедним органском материјалом као што су стајњак или пољопривредни отпад.

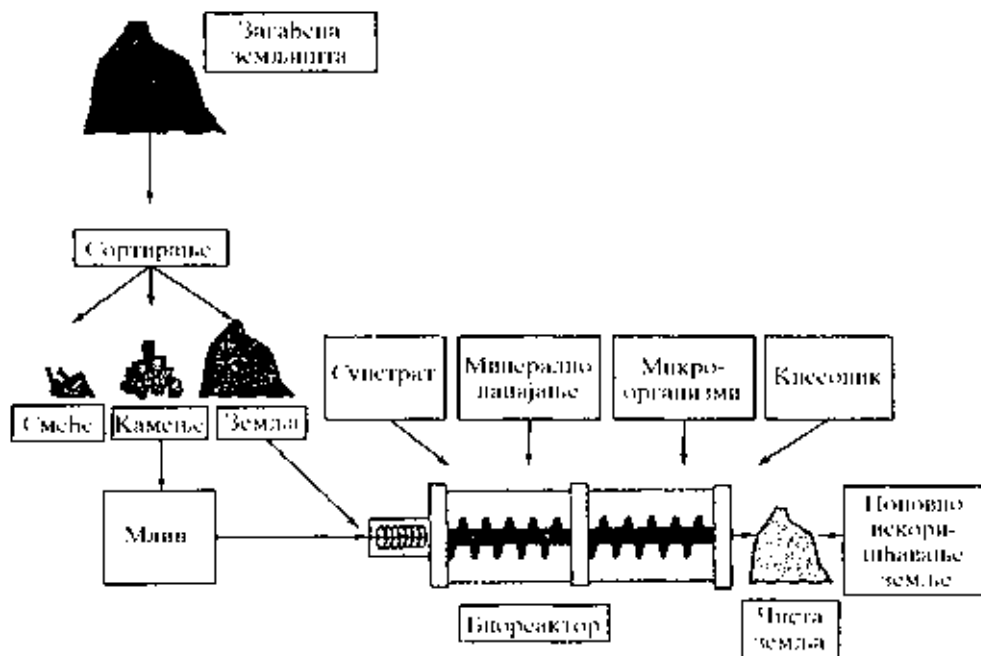
Земљиште загађено органским отпадом се ископава и меша са струготиним, пиљевином и другим отпадом биљног порекла. Добијени материјал се распоређује у дуге редове и периодично окреће што омогућава добро мешање и аерацију. Непријатни мириси, који могу настати током процеса, пречишћавају се помоћу филтера за третман ваздуха. У земљишту се одржавају термофилни услови (54 до 65 °С) (Драгославић и сар., 2013). Максимална деградациона ефикасност се постиже одржавањем одговарајуће количине кисеоника и влажности.

Постоје три главна поступка за компостирање. У првом, који се означава као аеробне статичне гомиле, компост се обликује као гомила, а аерација се постиже продувавањем или вакум-пумпама. Компостирање се може извести и у биореактору уз механичко мешање и аерацију. Трећи систем је уређено компостирање у коме се гомила са отпадом распоређује у дугачке уређене гомиле у редовима и периодично механички мешањем. Крајњи производ има велики микробни диверзитет (већу бројност и разноврсност) микробне популације у односу на земљиште чије особине треба поправити, па се употребљава као оплемењивач земљишта, јер садржи хранљиве супстанце неопходне биљкама и потпомаже обнављање вегетације нарушеног и еродираниог земљишта. Уколико је потребно, у компостирајућим материјал се уносе минералне компоненте, биостимулатори и микробни препарати.

Помоћу компостирања обрађују се земљишта загађена нафтом, хлорисаним и ароматичном једињењима, фенолима, пестицидима и другим органским полутантима. Процес компостирања се примењује за земљишта контаминирана лако деградабилним органским једињењима, комуналним отпадом, али и експлозивима.

Недостаци технике су неопходни простор, радна снага, често ослобађање испарљивих органских једињења и прашине током ископавања земљишта и немогућност третмана загађења тешким металима. У компосту се може развити плесан као што је *Aspergillus fumigatus*. Споре овог микроорганизма се могу наћи у ваздуху близу места компостирања због тога је избор места за компостирање веома важан као и контрола присуство патогених бактерија и гљива.

Биореактори користе се за ремедијацију загађеног земљишта или муља. Загађени седимент се меша са водом и уз додавања хранљивих материја и површинских активатора убацује у биореактор. Уобичајено, је да количина земљишта буде до 30% запремине биореактора (сл. 41).



Слика 41. Поступак биоремедијације у биореакторима
(Извор: www Google)

Ова метода се у литератури може наћи као биоремедијација у течном стању. Употреба биореактора знатно скраћује време трајања процеса биоремедијације. Са применом биореактора у ремедијацији загађених земљишта постиже се највећа брзина разградње, захваљујући обезбеђењу оптималних услова за развој микроорганизма.

Затворен систем омогућава контролу не само температуре, рН или аерације већ и испарљивих органских једињења. По завршетку процеса, земљиште се суши, а преостала вода додатно обрађује филтрирањем пре испуштања у природни реципијент у складу са локалним прописима. Већином се користе аеробни системи, док су анаеробни биореактори ефикаснији за обраду халогених угљоводоника дехалогенизацијом. Ова технологија налази примену за ремедијацију земљишта контаминираног угљоводонцима нафте, растварачима и пестицидима. Биореактори су посебно погодни за обраду хетерогених земљишта, земљишта са подручја где се вода не задржава.

Брзина и ефикасност деконтаминације је знатно већа у односу на остале биоремедијационе процесе и може се применити чак и за третман глиновите земље. Недостаци обраде загађеног земљишта у биореакторима су високи расходи због великог утрошка енергије за потребе мешања и аерације у поређењу са методом *in situ* и обраде у гомилама.

Биолошко пречишћавање често је праћено физичким, физичко-хемијским и хемијским процесима трансформације загађивача. Чак и при високој биолошкој активности, у загађеним срединама неболошки процеси, по правилу, имају велики значај за ремедијацију. У случају јаког загађења врши се sukcesивно пречишћавање различитим методама, при чему се биолошке методе користе на завршним стадијумима обраде контаминираног материјала.

Случајеви великих еколошких катастрофа (Бопал, Чернобил, Фокушима прогресивно погоршање квалитета водених екосистема и уништавање четинарских шума у Европи и САД-у) и друге акцидентне ситуације, довеле су до низа еколошких проблема, за чије решавање су ангажовани стручњаци из различитих области. Њихови покушаји, првенствено усмерени ка смањењу производње токсичних отпадних материја, дали су допринос развоју тзв. биоремедијационих технологија, као једне од могућности за детоксификацију индустријских ефлуената.

Биодеградација метана - Коришћењем молекуларне филогенетске анализе маркиране ДНК, успешно су изоловани и идентификовани метанотрофни микроорганизми, који активно разграђују метан. Ови микроорганизми су веома важни са аспекта редукције емисије метана из земљишта или седимената, као и деградације трихлоретилена.

Биодеградација моринских нафтних угљоводоника - Испитивања пешчаних обала контаминираних нафтним

угљоводоницима омогућила су изолацију и идентификацију бактерија из подкласе *Proteobacteria* (MacNaughton *u cap.*, 1999). Сличан експеримент обављен је и на обалама норвешког Арктика и допринео је сврставању изолованих микроорганизама у групе *Pseudomonas* и *Cycloclasticus* (Grossman *u cap.*, 2000). Осим тога, из морске воде контаминиране нафтом изоловане су микробне популације које припадају подкласи *Proteobacteria* и роду *Alcanivorax* (Chang *u cap.*, 2000). Раст ових бактерија на поменутом локалитету био је веома изражен, што указује да су нафтни угљоводоници у морским екосистемима подложни биодеградицији.

Биодеградиција полицикличних ароматичних угљоводоника. - У анаеробним условима, ова класа органских једињења је врло отпорна на деградацију. Међутим, из издани контаминираних овим угљоводоницима и хлорисаним растварачима, изоловани су филотипови генетски најсличнији родовима *Syntrophus* и *Methanosaeta* (Dojka *u cap.*, 1998). Сличне популације изоловане су и из издани које, осим ових угљоводоника, садрже и алкане. У аеробним условима, процес биодеградиције ових угљоводоника обављају бактерије из родова *Burkholderia*, *Sphingomonas* и *Mycobacterium* (Grosser *u cap.*, 2000; Kanaly *u cap.*, 2000).

Биодеградиција ароматичних једињења - До прецизнијих података о биодеградицији ове класе органских једињења дошло се у последњих 10 година. Посебна пажња посвећена је БТЕХ-једињењима (бензен, толуен, етилбензен и ксилен) и метил терцијерном бутил етру (МТБЕ). Истраживања су показала да микроорганизми могу да користе једињења типа БТЕХ за своје биосинтезе и да на тај начин врше њихову деградацију. Примарна улога у овом процесу припада бактеријама из рода *Pseudomonas* и гљивама из рода *Cladophialophora*. Са друге стране, после низа неуспешних покушаја, констатовано је да микроорганизми могу да разграде МТБЕ. Даља истраживања су показала да постоји један релативно широк спектар микроорганизама који обавља биодеградицију МТБЕ-а у аеробним и анаеробним условима (Somsamak *u cap.*, 2001).

Биодеградиција тешких метала - Последњих година, контаминација животне средине тешким металима представља озбиљан проблем. Праћењем преживљавања бактеријских популација у срединама контаминираних тешким металима, дошло се до резултата који указују да ове популације могу да користе метале као акцепторе електрона. Један од примера је растворљиви шестовалентни уран (U^{6+}), кога неки микроорганизми могу да трансформишу у нерастворљиви четворовалентни облик (U^{4+}). У оваквим околностима, микроорганизми изазивају таложење урана, смањујући на тај начин

његову концентрацију и мобилност у подземним водама. Неке бактеријске популације могу токсичан облик хрома, Cr(VI) редуковати у нетоксичан Cr(III) облик. У формирању микробних популација које врше детоксификацију земљишта и вода контаминираних тешким металима, помажу и методе генетичког инжињеринга. Генетски модификована *Ralstonia eutropha* смањује токсични ефекат Cd²⁺ на раст биљака дувана (Valls *u cap.*, 2000).

Биодеградација отпадних материја - Микробни конзорцијуми укључени у третман отпадних вода, представљају једно од главних поља активности микробне екологије. Највише пажње у овој области посвећено је анализи структуре бактеријских популација које се користе у биоремедијацији фенолних материја и ризоремедијацији отпадних вода применом амонијум оксидирајућих бактерија (Abd El Haleem *u cap.*, 2000).

Микоремедијација је облик биоремедијације, процес који помоћу гљива враћа загађену околину (најчешће земљиште) у мање загађено стање. Откривено је да неке гљиве имају моћ разградње органске компоненте, тачније угљоводоничне ланце у нафтним прерађевинама и пестицидима. Доказано је да гљиве могу успешно из земљишта или вода елиминисати олово и кадмијум. Гљиве које упију радиоактивне елементе и тешке метале постају отровни отпад и не смеју се конзумирати. Према америчким ауторима, гљиве које разграђују дрво су веома активне у разградњи ароматичних угљоводоника и једињења хлора у пестицидима којима је хлор база.

Микоремедијација се користи код чишћења земљишта, вода или отпада са фарми од нафте или индустријских хемикалија. Поједине врсте гљива су успешно деградирале нервне гасове сарин.

Код оваквих акција потребно је гљивама осигурати идеалне услове за развој као што су нижа вредност рН средине, влага и присуство кисеоника, јер је есенцијалан за разградњу угљоводоника. Такође, додавањем органске материје повећава се активност гљива за најмање 20%, а највише за 80%. Сматра се да гљиве излучују ензиме који стимулишу друге микроорганизме у земљишту или биљке на разградњу агресивних загађивача. За сада микоремедијација није метода која је у широкој примени, али свакако има потенцијала јер је чиста, релативно једноставна и јефтина и стога би било добро истражити какве су све могућности домаћих врста гљива. (<http://www.agroklub.com/sumarstvo/gljive-u-sluzbi-detoksikacije/16217/>).

Литература

1. Abd El Haleem, D., von Wintzingerode, F., Moter, A., Moawad, H., Gobel, U. B. (2000): *Lett. Appl. Microbiol.* 31, 34-38.
2. Alexander M. (1977): *Introduction Soil Microbiology*, John Wiley and Sons, New York.
3. Амбразене, Ж. П. (1976): Количественные взаимоотношение микроорганизмов и их использование для оценки загрязнености речных вод. *Журнал общей биологии* 37 (3), 416-425.
4. Бешкоски, В. П., Гојгић-Цвијовић, Г., Милић, Ј., Илић, М., Милетић, С., Шолевић, Т., Врвић, М. М. (2011): *Ex situ bioremediation of a soil contaminated by mazut (heavy residual fuel oil) - A field experiment*, *Chemosphere* 83, 34-40.
5. Бобић, В. (2005): Онечишћење тла нафтним угљиководицима - биообнова: могућности, учинковитост, искуства. *Горива и мазива* 44 (1), 9-34.
6. Burns, R. G. (1985): Enumeration, Survival and beneficial activities of microorganisms introduced into soil. *Environmental impact of soil component interactions metals. Microbial activities press. Inc.*
7. Cervelli, S., Mannipierri, P., Giovannini, G., P. (1976): Relationship between substituted urea herbicides and soil urease activity. *Weed Research* 16, 76-87.
8. Chang, Y. J., Stephen, J. R., Richter, A. P., Venosa, A. D., Bruggemann, J., MacNaughton, S. J., Kowalchuk, G. A., Haines, J. R., Kline, E., White, D. C. J. (2000): *Microbiol. Methods*, 40, 19-31, 2000. CIRT-WSTB-BRWM-CGER-NRC (Committee on Innovative Remediation Technologies, Water Science and Technology Board, Board on Radioactive Waste Management, Commission on Geosciences, Environment, and Resources, National Research Council) (1997). *Innovations in ground water and soil cleanup: from concept to commercialization*, National Academy Press, Washington, D.C., USA.
9. Cook A. M., Huter R. (1981): S-triazines as nitrogen sources for bacteria *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 29, pp. 1135-1143
10. Council Directive (1991) 91/271 EEC of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment.
11. Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. *Official Journal L* 182, 16/07/1999 P. 0001 - 0019.
12. Council Directive 86/278/EEC (1986) of June 1986 on limit values and quality objectives for discharges of certain dangerous substances discharged included in the List I of the Annex to Directive 76/464/EEC, *OJ L* 181 04.07.1986 (amended 1988, 1990, 1991, 1994).

13. Council Directive 96/676/ЕЕС (1991) of 12 Decembre 1991 concerning the protection waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources, OJ L 375 31, 12.1991.
14. Цвијановић, Г., Милошевић, Н., Цвијановић, Д., Пријић, Јб. (2004): The Dynamics of Soil Biogeny Parameters After the Applcation of Herbicides. 3rd European Conference on Pesticides and Related Organic Micropollutans in the Evironment, Halkidiki, Greece, сса 335-338.
15. Цвијановић, Г., Милошевић, Н., Лалевић, Б (2006а): The changes of soil biogenity parameters after herbicide treatment. Plant Science, Vol. XLIII, No 6, XLIIISSN 0568-465X, Nat. Centre for Agr. Sciences, Sofia, Bulgaria, pp.558-561.
16. Цвијановић, Г., Миошевић, Н., Ђаловић, И., Лалевић, Б. (2006): The Dynamics of Soil Microorganisms Related to the Applied Herbicides Herbologia An International Journal on Weed Research and Control, Vol 7, N^o2, UDK 63/66 ISSN 1840-0809, Academy of Sciences and Arts of Bosnia and Herzegovina, pp. 49-56. Цвијановић, Т. Г., Цвијановић, В. Д., Цециц, З. Н. (2007): Activity of Microbes-Indicator of Possible Soil Degradation. 11th International Symposium on Microbial Ecology-ISME-11, Vienna, Austria, August, pp. A420.
17. Цвијановић, Г., Милошевић, Н., Дозет, Г. (2010): The Role OF Microorganisms for Detoxification of Agricultural Soil. XVIII International Scientific and Professional Meeting Eco-Ist'10 Proceedings Eco-Ist'10, 1- 4 June 2010. ISBN 978-86-80987-79-1, pp. 379-384.
18. Драгославић, М., Лазић, И., Цвијановић, М., Божић, И. (2013): Праћење и карактеризација бактериолошких процеса приликом аеробне дигестије мерењем температуре и влажности. 57-и. ЕТРАН 2013, 3-6. Јун Златибор, <http://etran.etf.rs/>, ML3.4, стр. 60.
19. Dojka, M. A., Hugenholtz, P., Naack, S. K., Pace, N. R., (1998): Appl. Environ. Microbiol., 64, 3869-3877.
20. Говедарица, М., Милошевић, Н., Јарак, М. (1997): Тешки метали и микроорганизми земљишта У: Кастори Р. (ред.) Тешки метали у животној средини, Научни Институт за ратарство и повртарство Нови Сад, стр. 153-194.
21. Galonja-Coghill Tamara (2011): Mikrobiologija Univerzitet Megatrend Beograd ISBN 978-86-7747-424-9
22. Grossman, M. J., Prince, R. C., Garrett, R. M., Garrett, K. K., Bare, R E., O'Neil, K. R., Sowlay, M. R., Hinton, S.M., Lee, K., Sergy, G. A. (2000): Proceedings of the 8th International Symposium on Microbial Ecology. Edited by Bell, C .R., Brylinsky, M., Johnson-Green, P. Halifax, Canada: Atlantic Canada Society for Microbial Ecology, 775-787.

23. Јаковљева, З. М. (1984): Микробиологија 53 (2), стр 308-312.
24. Јањић, В., Радивојевић, Љ., Станковић, Р., (1996): Утицај хербицида на микробиолошку активност у земљишту. V конгрес о коровима, Зборник радова, Бања Ковиљача, 18-21.06.1996., стр. 570-580.
25. Јарак, М., Говедарица, М., Милошевић, Н., Петровић, Н., Убавић, М. (1997): The effect of Heavy Metals on nodulation and Microbial Activity in the Rhizosphere of the Pea. Acta Horticultur, 462, pp. 229-234.
26. Јарак, М., Чоло Ј. (2007): Микробиологија земљишта. Пољопривредни факултет, Универзитет Нови Сад, стр. 194-206.
27. Јемцев, В., Ђукић, Д. (2000): Микробиологија, Војноиздавачки завод Београд.
28. Kanaly, R. A., Narayama, S. (2000): Biodegradation of polycyclic aromatic hidrocarbons by bacteria. J. Bacteriol 182, pp. 2059-2067.
29. Kohl, W. (1975): Uber die Bedeutung Bakteriologischer Untersuchungen fur die Beispiel der OsterreichDonau. Arch Hydrobiol. 44 (4), 392-461.
30. MacNaughton, S. J., Stephen, J. R., Venosa, A. D., Davis, G. A., Chang, Y. J., White, D. C. (1999): Appl. Environ. Microbiol. 65, 3566-3574.
31. Милошевић, Н., Петровић, Н., Ђурић, С., Стаменковић-Јовановић, С. (1997): Утицај кадмијума и олова на микробиолошку активност земљишта. IX Конгрес за проучавање земљишта, Уређење, коришћење и очување земљишта, тр. 464-469.
32. Милошевић Н., Говедарица М. (2002): Утицај хербицида на микробиолошка својства земљишта, Матице српске за природне науке Нови Сад УДЦ 631 427 1632954 Бр. 102 стр 5-21
33. Милошевић, Н., Говедарица, М., Цвијановић, Г. (2004): Effect of Atrazine on Microbial Activity in Soil and Maize Rhizosphere. 3rd European Conference on Pesticides and Related Organic Micropollutans in the Environment, Halkidiki, Greece, сса 332-334.
34. Милошевић Н., Цвијановић Г., Тинтор Б. (2007): Микроорганизми као индикатори екоотоксичности земљишта, Зборник радова Екоист 07; 27-30.05.2007.Сокобања стр 247-251.
35. Милошевић, Н., Тинтар, Б., Цвијановић, Г. (2008): Microorganisms and Soil Ecotoxicity. XII International ECO-Conference 2008, Safe Food, Еколошки покрет града Новог Сада. Proceedings, Нови Сад, 24-27. 09. 2008., pp. 59-67.
36. Милошевић, Н., Секулић, П., Тинтар, Б., Цвијановић, Г. (2008): Monitoring health/Quality of Soils near industrial zone in the Vojvodina

- Provincie. Proceedings, Ecological Truth, 01-04.06.2008. Сокобања, pp. 276-280.
37. Милошевић, Н. Секулић П., Цвијановић Г. (2010): Микроорганизми као биоиндикатори загађујућих материја у земљишту. Ратарство и повртарство 47 (1), стр. 49-55
 38. Morgan, P., Watkinson, R. J. (1992). Factor limiting the supply and efficiency of nutrient and oxygen supplements for the in situ biotreatment of contaminated soil and groundwater. Water Research, 26 (1), 73-78.
 39. Pardieck, D. L., Bouwer, E. J., Stone, A. T. (1992). Hydrogen peroxide use to increase oxidant capacity for in situ bioremediation of contaminated soils and aquifers. A review. Journal of Contaminant Hydrology 9, 221-242.
 40. Pelczar, J., Michael, J.; Chan, E. C. S. (1981): Elements of microbiology New York : McGraw-Hill, c1981. ISBN 0070492409.
 41. Pyatkin, K. D., Krivoshein, Y.S. (1986): Microbiology. MIR publishers, Moscow. 167 pp.
 42. Redi G., B. Faza A. (1989): Dehydrogenase activity in sludge amended soil. Soil Biol and Biochem, 21 pp 320-327
 43. Sandaa, R. A., Vigdis, T., Øivind, E., Frida, L. D., Tonje, Castberg., Dittmar, H. (1999): Analysis of bacterial communities in heavy metal-contaminated soils at different levels of resolution FEMS. Microbiology Ecology 30, pp. 237-251. Sandaa Ruth-Anne, Vigdis Torsvik, Øivind Enger, Frida Lise Daae, Tonje Castberg, Dittmar Hahn (1999): Analysis of bacterial communities in heavy metal-contaminated soils at different levels of resolution FEMS Microbiology Ecology 30 pp 237-251
 44. Somsamak, P., Cowan, R.M., Häggblom, M. M., FEMS Microbiol. Ecol. 37: 259-264, 2001. Stomp, A. M., Han, K. H., Wilbert, S., and Gordon, M. P. (1993): Genetic improvement of tree species for remediation of hazardous wastes. In Vitro Cellular & Developmental Biology: Plant, 29, 4, 227- 232.
 45. Voets, J.P., Meerchman, P., Kerstraete, NJ. (1974): Soil microbiological and biochemical effects of long term atrazine application. Soil Biol. Biochemists No 6 pp 146-152
 46. Vaajasaari K (2005): Leaching and Edotoxicity test as Methods for Classification and Assessment of Environmental Hazard of Solid Wastes Publication 540 University of Tehnology, Tempere.

ФИТОРЕМЕДИЈАЦИЈА

„Ја не верујем у њега (Бога), ја га видим у природи“

Jean Henri Fabre



Нагомилавање отровних загађивача (тешки метали, радионуклеиди, растварачи итд.) оптерећује производни капацитет екосистема, а земљиште веже и задржава штетне материје. Санирање контаминираног земљишта конвенционалним методама често има неповољне последице, веома је скупо и није примењиво на нашим површинама. Из тог разлога се све више прибегава коришћењу алтернативних еколошки прихватљивих метода оздрављења загађеног земљишта, имајући у виду намену земљишта након третирања. Једна од еколошки прихватљивих метода је и фиторемедијација која се дефинише као зелена технологија која користи биљке и њихове ризосферне микроорганизме за разградњу, асимилацију, метаболизам или детоксификацију различитих загађивача околине (Пилиповић *и сар.*, 2002). Користи се за уклањање загађивача из земљишта, воде и ваздуха. Након третирања, земљиште се може поновно користити за производњу хране. Појам фиторемедијација настао је од грчке речи фито (фито) што значи биљка и латинске речи ремедиум што значи поновно успостављање равнотеже односно излечење (Prasad и Freitas, 2003).

Иако је појам фиторемедијација релативно нов у пракси се овај начин уклањања загађивача користи већ дуго (Cunningham *и сар.*, 1997). Фармери су ротирали усеве на ораницама вековима, што је облик фиторемедијације, тачније спечавање накупљања потенцијално штетних материја у земљишту и обогаћивање земљишта са биљкама као што је пасуљ, који фиксира азот у земљишту како би био доступан за друге биљке. Оваква пракса је подстакла развој метода фиторемедијације, које укључују коришћење биљака за активно уклањање загађивача из земљишта, воде и ваздуха. Према литературним подацима, још 1885. године идентификоване су неке биљне врсте способне да акумулирају у својим ткивима неуобичајно велике количине цинка (Lasat, 2002). Исти аутор наводи да је истраживач Byers 1935. године открио да врста *Astragalus spp.* има изузетну способност за акумулацију метала селена, а 1948 године истраживачи Minguzzi i Vergnano идентификовали су биљне врсте које су биле способне да акумулирају чак до 1% никла у својим изданцима. Ово су наравно били почеци истраживања биљака које имају способност хиперакумулације појединих тешких метала у својим ткивима, а интензивна истраживања започета су у последњој деценији прошлог века у Сједињеним Државама (Пилиповић *и сар.*, 2002). Такође, истраживања о коришћењу акватичних и терестичних биљака за третирање контаминираних вода рађена су и у Русији још почетком нуклеарне ере. У том периоду сазнање, да акватичне и терестичне васкуларне биљке попут хијацинта (*Eichornia crassipes*), водене леће

(*Lemna minor*) и *Azole* могу акумулирати велике количине олова, бакра, кадмија, гвожђа и живе из контаминираних раствора било је врло важно. Иако су бројна истраживања већ извршена или су у току још пуно труда и напретка треба уложити да би се природни потенцијал биљака искористио у комерцијалне сврхе. Напредак у смислу комерцијализације ове биотехнологије успорен је недовољним познавањем сложеног односа који постоји између ризосфере и механизма који су засновани на способности биљака да усвајају и транслоцирају метале из загађене средине (Reichenauer, 2002).

Фиторемедијација има низ предности као што су:

- једна је од најјефтинијих биотехнологија чија примена додатно не оптерећује животну средину (најмање штетна по животну средину),
- релативно ниски трошкови примене,
- једноставан „мониторинг“,
- обезбеђивање енергије за ову биотехнологију одвија се на потпуно природан начин јер биљке саме користе енергију сунца у оној мери у којој им је неопходна како за раст, развој и обављање свих физиолошких процеса, тако и за механизме фиторемедијације (Пилиповић и сар., 2002),
- спречава ерозију,
- пружа могућност поновног кориштења метала.

Поред предности, постоји и низ недостатака и ограничавајућих фактора фиторемедијације. Пилиповић и сар. (2002) истичу следеће недостатке и ограничења фиторемедијације:

- примена је ограничена на пливља земљишта и код појединих врста водотокова,
- за сваку биљну врсту постоје песималне вредности еколошких фактора па тако и у погледу толеранције биљака према токсичним материјама,
- временски период за одвијање уклањања загађења из животне средине је дужи него код неке друге методе, на пример механичког уклањања,
- фиторемедијација је ефикасна само на умерено хидрофобна једињења,
- постоји потенцијална опасност да дође до уласка токсина у ланац исхране уношењем биљних ткива са акумулирним загађујућим материјама у животиње и њихова даља дистрибуција кроз ланац исхране.

Фиторемедијационе технике

Фиторемедијација се састоји од различитих технологија које користе биљке и свака има другачији механизам за ремедијацију земљишта, седимената и вода загађених тешким металима и другим загађивачима (Cunningham *и сар.*, 1997; Ensley, 2000; Prasad и Freitas, 2003; Gardea-Torresdey *и сар.*, 2005).

На основу начина деловања биљака на загађиваче данашња наука издваја неколико различитих система фиторемедијације земљишта и вода, који се према Dietz-у и Schnoor-у (2001) могу класификовати на следећи начин:

1. фитоекстракција,
2. фитостабилизација,
3. фитодеградација/фитотрансформација,
4. фитоволатилизација,
5. фитофилтрација/ризофилтрација и
6. уклањање полутаната из ваздуха од стране биљака.

Различите врсте фиторемедијације могу се с успехом применити само уколико се у потпуности задовоље сви критеријуми потребни за њихову успешну имплементацију. Неки од њих се односе на особине самих загађујућих материја, а неки су они који се односе на услове на самој загађеној локацији или на особине биљака које се користе у третману загађења. Свакако да основни и кључни критеријум јесте исправан одабир врсте (Anderson, 2002).

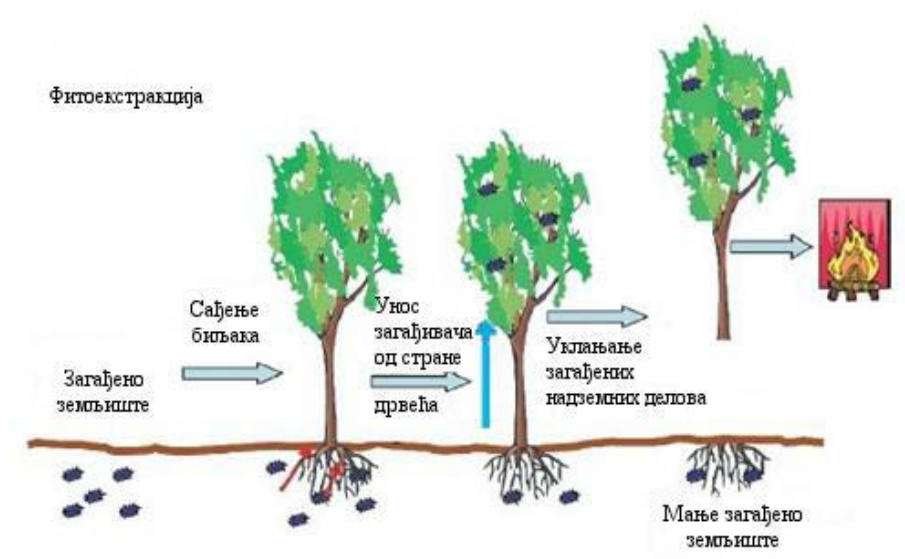
Највише пажње досада посвећено је фитоекстракцији, фитодеградацији и фитостабилизацији. Способност биљке да врши фитоекстракцију или фитодеградацију загађивача из земљишта зависи од неколико физиолошких процеса: 1) уноса путем корена, 2) уласка у ксилем, 3) транспорта ксилемом у изданке током транспирационог тока, 4) уноса од стране лисног ткива, 5) акумулације, складиштења и детоксификације (хелатације, деградације и трансформације), 6) компартментације-расподеле полутаната по ћелијским органеллама током одржавања метаболизма, раста и производње биомасе (Clemens *и сар.*, 2002) (сл. 42).



Слика 42. Илустрација транслокације метала кроз биљку од уноса до секвестрације (Kebert, 2014), адаптирано из (Peuke и Rennenberg, 2005)

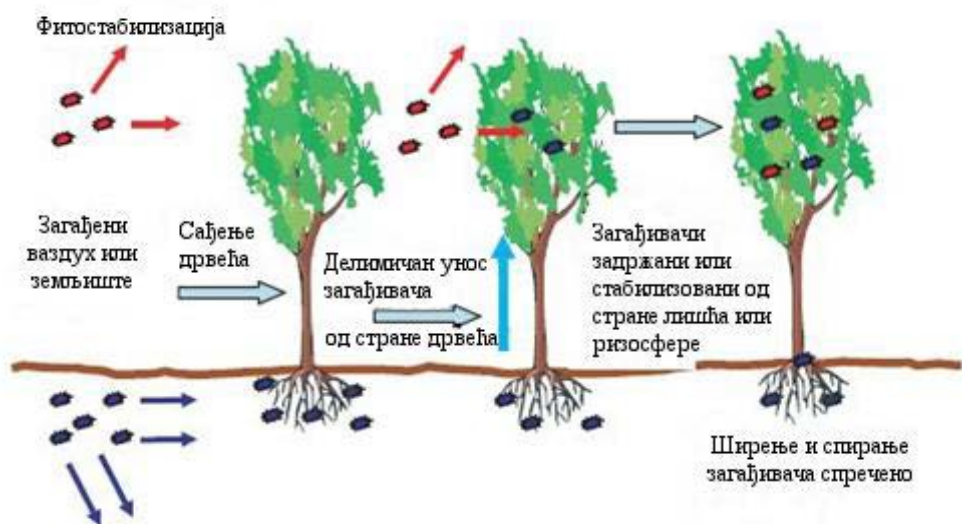
Фитоекстракција - је механизам чији је циљ уклањање загађујућих материја, примарно тешких метала, из земљишта употребом виших биљака са великом биомасом (Lasat, 2002). Биљке су развиле механизме који их штите од потенцијалног стреса. Толеранција према средини у којој је присуство већих количина тешких метала, према Lasat-у (2002), настаје као последица два механизма: не усвајања метала и детоксификације метала. Биљке које поседују први механизам не усвајају метале из подлоге, спречавајући тиме њихово преношење из корена до изданака. За разлику од њих друга група биљака апсорбује тешке метале, али их у својим ћелијама везује за молекуле ниске молекуларне масе, или каталишу редокс реакције којима мењају хемизам металних јона. У овом приступу користе се биљке које су способне да усвајају контаминантне путем кореновог система, транслоцирају их до надземних делова (стабла и листова) гдје их акумулирају (сл. 43). Различите биљне врсте могу да усвајају и концентрују различите тешке метале. Биљке су такође способне да усвајају и радиоизотопе попут ^{134}Cs и ^{137}Cs који

представљају велики проблем у животној средини након испуштања из нуклеарних постројења (White и Broadley, 2000). Највећи број биљака које се користе у ову сврху припадају следећим фамилијама: *Asteracea*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Cyperaceae*, *Cunouniaceae*, *Fabaceae*, *Flacourtiaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae*, *Violaceae* и *Euphorbiaceae*. Фамилија *Brassicaceae* има највише представника хиперакумулатора - 11 родова и 87 врста (Prasad и Freitas, 2003). Након одређеног времена биљке се склањају, а поступак се може неколико пута понављати све док се концентрација загађивача не доведе испод граничне вредности или се земљиште сасвим не обнови. Време које је потребно да би се земљиште очистило зависи како од врсте тако и од концентрације тешког метала, као и од деловања различитих еколошких фактора у току вегетационе сезоне. Ова техника је погодна за ремедијацију великих површина контаминираниог земљишта на малим дубинама са ниским до умереним количинама загађивача. Фитоекстракција комбинована са кориштењем биомасе као извора енергије може бити економски исплатив процес, а преостали pepeo може се искористити као биоруда што је уједно основни принцип фиторударења („phytomining”) (Ghosh и Singh, 2005).



Слика 43. Илустративни приказ процеса фитоекстракције (Kebert, 2014), адаптирано из (Peuke i Rennenberg, 2005)

Фитостабилизација - представља фиторемедијациону технику коришћења биљака у циљу редуковања биодоступности загађивача у животној средини. Корен имобилизује тешке метале и друге загађујуће материје хемијским једињењима која се луче од стране биљака чиме се смањује њихова доступност, а тиме и штетност за околину (сл. 44). Биљке које се користе у овој технологији толерантне су на велике количине тешких метала, имају високу способност продукције коренске биомасе и могућност везивања загађивача од стране корена. Примена фитостабилизације спречава и миграцију загађивача еолском и воденом ерозијом. Применом фитостабилизације долази до промене хемизма земљишта и/или загађујуће материје, као што је на пример промена рН вредности, промена растворљивости метала или органских једињења. Може доћи и до фитолигнификације, односно облика фитостабилизације када се органска једињења уграђују у лигнин биљака.



Слика 44. Илустративни приказ процеса фитостабилизације (Kebert, 2014), адаптирано из (Peuke i Rennenberg, 2005)

Фитостабилизација се с успехом може примењивати на земљиштима, седиментима и муљевима који садрже загађујуће материје у зони кореновог система, али и дубље. Предности ове технике су велике, јер није потребно уклањање земљишта односно његово преношење на неку другу локацију, као ни биомасе која је екстраховала загађиваче, чиме се постиже већа економичност. Међутим, постоје и одређени недостаци који се јављају применом ове

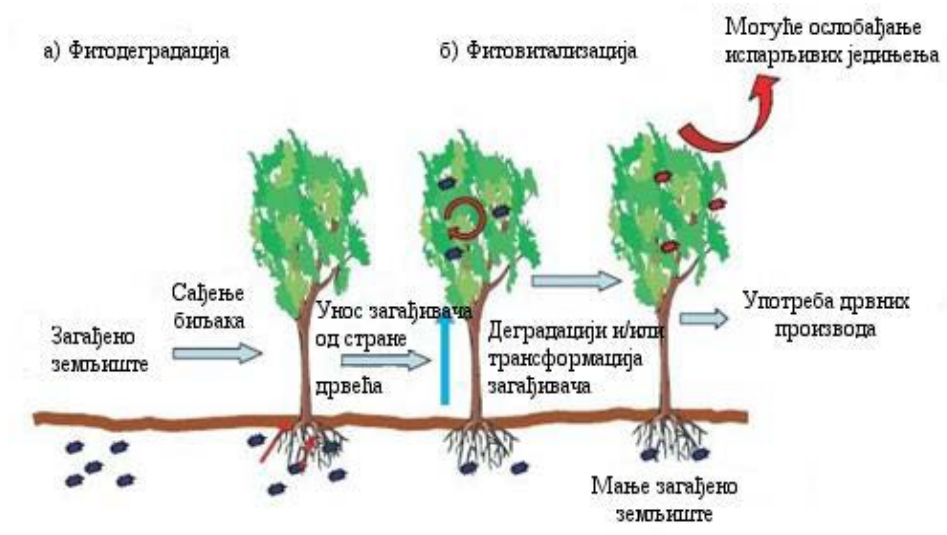
технике. То се односи на загађујуће материје које остају на терену, као и могућност повећавања растворљивости тешких метала и испирања у дубље слојеве ван домашаја коренових система. Зато се мора вршити стална контрола коренове зоне, коренских излучевина, загађујућих материја и земљишта.

Фитодеградација/Фитотрансформација - подразумева деградацију загађујућих материја путем метаболичких процеса који се одвијају унутар самих биљака, као и у околини биљке под дејством њених ензима (дехалогеназе, оксигеназе) или излучивањем ензима биљака у само земљиште. Дакле, основни механизми у овој фиторемедијацијоној техници су усвајање и метаболизам загађујућих материја. Фитодеградација је нарочито значајна за широк спектар штетних органских једињења, укључујући и она која су највише присутна, као што су највећи загађивачи животне средине, попут полихлорованих бифенила (ПЦБ), хлорованих угљоводоника, као и муницијски отпад богат нитроароматичним једињењима (Hannink *и сар.*, 2002).

Процес биотрансформације органских полутаната, од коњугације до ензимске деградације, приказан је на слици 45. Особине молекула загађујућих једињења као што су растворљивост, хидрофобност и поларност умногоне одређују степен успешности ове биотехнологије. Умерено хидрофобна органска једињења најчешће бивају усвојена, док јако хидрофобна остају везана за површину корена понекад разложена у њему, али ретко даље транслоцирана. Неполарни молекули молекуларне масе испод 500 биће везани за површину корена, док ће поларни молекули бити усвојени и транслоцирани. Пилиповић *и сар.* (2002) сматрају да се тополе могу успешно користити за фитодеградацију трихлоретана, атразина, ТНТ-а и вештачких ђубрива којима су загађене подземне воде. Метода фитодеградације корисна је при третирању загађеног плитког земљишта, затим подземних и површинских вода и то у широком опсегу климатских прилика. Предности ове методе се огледају у томе што се фитодеградација може применити код оних земљишта која немају активну микрофлору, која би својом активношћу такође могла допринети разлагању загађујућих материја. Недостатак је могућност образовања токсичних метаболита и међупроизвода метаболизма о чему се мора стриктно водити рачуна приликом опредељивања и имплементације ове методе у пракси.

Под фитодеградацију се може уврстити и ризосферна биодеградација/стимулација микроорганизама која представља микробиолошко разлагање органских загађујућих материја које је потпомогнуто кореновим системима виших биљака. Сами коренови

системи луче и обезбеђују ензиме и органске супстанце које стимулишу раст и размножавање микроорганизама и омогућавају им да својом активношћу разграде загађујуће материје. С друге стране коренов систем повећева активну површину за одвијање деградације загађујућих материја, побољшава аерацију земљишта, садржај воде у земљишту и уопштено доприноси стварању оптималнијих услова за дејство микроорганизама. Предности ове методе су *in situ* услови разградње загађујућих органских једињења, што доприноси знатној уштеди материјалних средстава при санацији загађења, затим смањена је могућност премештања загађења из земљишта у биљку и даље у ланац исхране, или из биљке у атмосферу.



Слика 45. Илустративни приказ процеса фитотрансформације и фитоволатизације (Kebert, 2014), адаптирано из (Peuke i Rennenberg, 2005)

Недостатак ове методе је у томе што је за одвијање овог процеса потребно доста времена, што може бити изразито неповољно када загађено земљиште има лош водно-ваздушни режим, или су му лоше механичке особине, што додатно успорава развој микроорганизама и њихово дејство као и развој самих коренових система биљака. Ова врста фиторемедијације је нарочито успешна за разградњу органских једињења пореклом из нафте и њених деривата, затим за једињења БТЕХ комплекса (бензен, толуен, етил-бензен и ксилен), пестициде, итд..

Фитоволатилизација - је процес усвајања, транспорта и ослобађања загађујућих материја путем механизма транспирације код виших биљака уз отпуштање загађујућих материја у истом или модификованом облику у атмосферу (сл. 41). Емисија путем транспирације мање токсичних или нетоксичних једињења је завршна фаза ове фиторемедијације. Почетна фаза је усвајање из загађеног медијума токсичне или опасне материје, затим њена транслокација до места метаболичке промене и сама промена путем метаболичких механизма у ћелијама ткива биљног организма. Фитоволатилизација поред фитостабилизације, се може успешно примењивати за третирање подземних вода, земљишта, седимената и муљева. Да би се она могла с успехом одвијати потребно је да буду испуњени неки услови. Када је у питању загађено земљиште онда је неопходно да има добре водне особине да би се загађујућа материја могла усвојити. Пошто се код ове методе ради о процесу транспирације, сви они чиниоци који утичу на одвијање транспирације код биљака могу позитивно или негативно утицати и на фитоволатилизацију. Наиме, климатски услови, температура, падавине, инсолација, ваздушни притисак и ветар знатно могу утицати на ефикасност и количину транспирисане загађујуће материје. Високе температуре, смањена количина падавина доводи до појаве суше, при чему је фитоволатилизација ограничена зато што суша код биљака доводи до смањене проводљивости стома а самим тим и смањене транспирације (Liu *и сар.*, 2007; Савић *и сар.*, 2009). Уколико дође до трансформације загађујуће материје у мање штетна једињења, постоји могућност да након транспирације дође до даље трансформације под утицајем сунчеве енергије у процесу фотодеградације. Проблем код фитоволатилизације може да представља емисија у атмосферу штетних једињења која могу да имају канцерогено дејство, као што је винил хлорид, који се у неким случајевима добија метаболизмом трихлоретена. Други недостатак, представља могућност акумулације штетних метаболита и међу-производа у биљним ткивима и плодовима чиме она могу да уђу у ланац исхране.

Ризофилтрација - подразумева филтрирање воде кроз коренску масу ради уклањања отровних материја, који могу бити акумулирани у корену биљака. Ризофилтрација може да се користи за третман површинских и подземних вода, индустријских и комуналних излива, отпадних вода које настају као последица спирања честица са различитих површина услед атмосферских падавина, разблаженог муља и раствора контаминираних радионуклидима. Биљке погодне за ризофилтрацију могу да уклањају тешке метале са великом ефикасношћу захваљујући брзом расту кореновог система. Поред

акватичних биљака често се користе терестричне биљке, које могу да уклањају велике количине Cu^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{6+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} и Zn^{2+} из водених раствора (Dushenkov *и сар.*, 1995).

Посебно је интересантно коришћење дрвенастих врста у ризофилтрационим системима, поготово ако се зна да ове биљке са собом носе и најмање трошкове одржавања, а при томе им је животни век изузетно дугачак. У ову сврху најчешће се користе врбе и тополе, које су врло толерантне на плављење и чији годишњи висински прираст може да буде од 1,8 до 2,5 м. Различити клонови тополе, који имају могућност продирања кореновог система и до дубине од 9 м успешно се користе за ремедијацију подземних вода. Коренове жилице продиру у микропоре у земљишту и под оптималним условима са површине од 4 м² ови хибриди могу да усвоје и до 100 л подземне воде дневно (Stomp *и сар.*, 1993). У току различитих истраживања са циљем побољшања ризофилтрације, примећено је да су млади клијанци гајени у аерисаној води (аквакултури) били ефикаснији у уклањању тешких метала из воде у односу на корење биљака (Raskin *и сар.*, 1997). Ова нова метода је добила име бластофилтрација и практично представља другу генерацију технологија за пречишћавање вода помоћу биљака.

Комерцијализација ризофилтрације има потпору и у економским и техничким предностима као што су применљивост за различите метале, могућност третмана великих количина воде, мања потреба за различитим токсичним хемикалијама, редукована количина секундарног отпада, могућност рециклаже и вероватноћа прихватања ове технологије од стране јавности и надлежних органа (Dushenkov *и сар.*, 1995; Kumar *и сар.*, 1995).

Уклањање загађивача из ваздуха од стране биљака - опште је познато да биљке повећавају количину кисеоника у ваздуху, истовремено смањујући садржај угљен-диоксида у њему. Један хектар шуме троши на час око 8 кг CO_2 , а исту количину издахне за 1 сат приближно 200 људи. Отпадни гасови и честице загађују атмосферу, у мањем или већем степену, а врло често са критичним последицама. Различите врсте биљака задржавају различите количине честица на лишћу и гранама. Испитивања показују да четинари на иглицама задрже и до 30 пута веће количине честица од појединих лишћарских врста. Осим тога, постоји одређена закономерност у садржају загађивача под крунама дрвећа, зависно од годишњег доба. Највеће смањење садржаја честица је у септембру (38%), а најмање у мају (око 20%). Током целог вегетационог периода, просечан садржај загађујућих елемената у ваздуху је за 42% мањи него у околини. Санитарни значај дрвећа у сакупљању честица веома је значајан у

зимском периоду. Крошње дрвећа и без лишћа задржавају загађиваче просечно 37% од њихове укупне количине у ваздуху. На основу истраживања, израчунато је да током једног вегетационог периода одрасли примерци дрвећа и жбуња могу да задрже следеће количине механичких честица: брест - 28 кг механичких честица по вегетационом периоду, жалосна врба - 38 кг, дивљи кестен 16 кг, млеч - 28 кг, јавор - 33 кг, канадска топола - 34 кг, лигуструм - 0,3 кг, златна рибизла - 0,5 кг. Акумулација честица загађивача на листовима дрвећа и жбуња утолико је значајнија уколико су зелене површине веће. Биљке располажу извесним механизмима којима се штите од деловања загађујућих елемената. Испитивања говоре да већина биљака може да поднесе, без видљивих оштећења, количину талога од 0,75 до 1,50 г/м²/дан, посебно ако киша спира већину наталожених честица, током краћег периода. Сличне закључке износе и истраживачи загађивања оловом. И поред изразито високе концентрације олова на листовима биљака дуж путева, нема за сада извештаја о њиховим видљивим оштећењима. Биљке филтрирају ваздух и помоћу такозваног вертикалног пречишћавања ваздуха. Влажнији и хладнији ваздух изнад зелених површина континуирано замењује ваздух над отвореним простором, односећи навише са собом гасовито загађење. Избор биљака зависи од локалних услова, а неке од најотпорнијих врста код нас су: *Ailanthus glandulosa*, *Celtis australis*, *Acer rubrum*, *Celtis occidentalis*, *Cornus mas*, *Corylus colurna*, *Platanus sp.*, *Robinia pseudoacacia*, *Juniperus sp.*, *Quercus robur*, *Rosa canina*, *Hedera helix*, *Thuja occidentalis*, *Juglans nigra*, *Acer platanoides* и др.. У условима високе аерозагађености корисно је: садити заштитне појасеве управно на правац доминантног ветра; комбиновати отпорне биљке и биљке ретке круне са биљкама густе и компактне круне; концентрисати саднице што ближе извору загађења; формирати што шире појасеве, односно што веће зелене површине.

Биљке хиперакумулатори

Као што је до сада речено, један од најопаснијих загађивача екосистема су тешки метали. За разлику од органских загађивача, тешки метали се не могу хемијски или биолошки уништити. Досад коришћене методе њиховог уклањања поред тога што нису ефикасне, оне су се показале и као деструктивне и веома скупе. Из наведених разлога јавило се посебно занимање за фиторемедијацију, односно употребу биљних врста као јефтиног и ефикасног начина уклањања тешких метала из загађеног тла. Биљке располажу читавим низом механизма који се могу активирати у процесима детоксификације и

толеранције према стресу изазваном тешким металима. Најуспешније механизме развиле су неке специфичне биљне врсте, познате као биљке хиперакумулатори, које могу да акумулирају енормно високе концентрације ових опасних полутаната у својим надземним органима.

Биљке које опстају на земљишту засићеном металима, могу бити груписане у три категорије (Peralta-Videa *и сар.*, 2009; Bhargava *и сар.*, 2012):

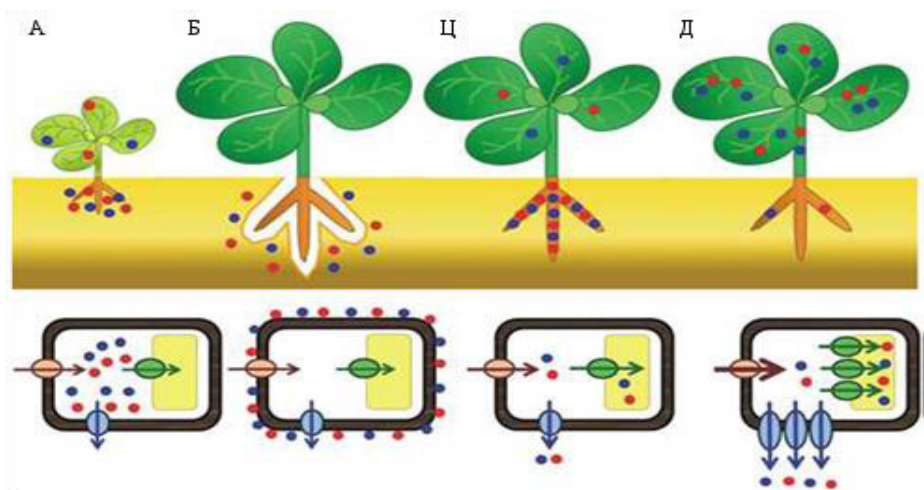
- Ексклудери - врсте биљака које спречавају усвајање токсичних метала унутар ћелија корена и у којима се концентрација метала у надземним деловима одржава испод критичних вредности, тј. на ниском нивоу у односу на концентрације метала у земљишту. Ексклудери могу бити искоришћени за стабилизацију земљишта и за избегавање даљег ширења загађења, повезаног са ерозијом.
- Акумулатори - врсте биљака у којима се метали концентришу у надземним деловима. Акумулатори не спречавају улазак метала у корен, те самим тим дозвољавају биоакумулацију високих концентрација метала у својим ткивима.
- Индикатори - врсте биљака код којих унутрашње концентрације пропорционално одражавају, тј. рефлектују екстерне концентрације.

Табела 40. Гранични садржаји метала у биљкама (мг/кг суве масе) дефинисани ради категоризације статуса акумулатора или хиперакумулатора (Boyd, 2007)

Елемент	Акумулатори (мг/кг)	Хиперакумулатори (мг/кг)	Број врста хиперакумулатора
S	-	1000	Није забележен
Cd	20	100	1
Co	20	100	28
Cr	50	100	Непознат
Cu	100	1000	37
Mn	2000	10000	9
Ni	100	1000	317
Pb	100	1000	14
Se	10	1000	20
Zn	2000	10000	11

У односу на молекуларне механизме које користе у постизању своје резистентности/толерантности према металном стресу, тј. смањењу негативних последица токсичности метала, биљне врсте се могу посматрати као:

- Врсте осетљиве према металима (металсензитиве специес),
- Врсте резистентне према металима - ексцлудери (метал-ресистант ексцлудер специес),
- Нехиперакумулаторске врсте толерантне према металима (метал-толерант нонхупераццумулатор специес) и
- Врсте хипер-толерантне према металима (металхупертолерант хупераццумулатор специес) (сл. 46).



Слика 46. А - Биљке осетљиве на тешке метале, које не могу спречити улазак метала у корен, нити могу спречити транспорт метала до изданка. Б - Метал-резистентни ексклудери, који су способни да држе метале ван домањаја корена, или обезбеде брз ефлукс у случају уласка у ћелије корена. Ц - Метал-толерантне нехиперакумулаторне биљке у којима метали улазе у ћелије корена где се врши њихова секвестрација у вакуоле чиме се спречава транслокација кроз стабло. Д - Метал-хипертолерантне хиперакумулаторне биљке у којима се метали активно усвајају кроз корен и у великим количинама убацују у ксилем. У изданку, метали се безбедно одлажу (секвестрирају) у вакуоле. Alagić *u cap.* (2013), адаптирано из Lin и Aarts (2012), Zn-плави кружићи, Cd- црвени кружићи

За разлику од већине биљака које су осетљиве и на минималне количине тешких метала у подлози, за одређене биљне врсте предпоставља се да су толерантност према сувишку тешких метала стекле током филогенезе или толерантност представља адаптацију на стрес, односно услове станишта (Стевановић и Јанковић, 2001; Кастори *u cap.*, 2006). Поред значајних разлика у способности акумулације и дистрибуције тешких метала, степен толеранције на присуство тешких метала у земљишту варира од врсте до врсте. Међутим, решавање проблема загађења тешким металима у процесу фиторемедијације могућ је због феномена хиперакумулације метала у биљним врстама које уз толеранцију имају додатну способност накупљања тешких метала из земљишта у биљна ткива (Verbruggen *u cap.*, 2009).

Хиперакумулатори могу да толеришу, усвајају и транслоцирају високе концентрације неких тешких метала, који су иначе токсичне за друге организме (Kamal *и сар.*, 2004). Они су дефинисани као биљке чије лишће може да садржи више од 100 мг Cd/кг суве масе, више од 1.000 мг Ni и Cu/кг суве масе или више од 10.000 мг Zn и Mn/кг суве масе када се гаје (расту) на супстратима богатим тешким металима (Zavoda *и сар.*, 2001).

Хиперакумулатори, за разлику од биљака толерантних на тешке метале, активно узимају велике количине једног или више различитих тешких метала, преносе их у биљне органе изнад земље (на пример у листове) где их акумулирају у значајно већој концентрацији него нехиперакумулирајуће врсте, и то без икаквих симптома токсичности (Rascio и Navari-Izzo, 2011). Три главне карактеристике хиперакумулатора које их разликују од уобичајених биљних врста су: појачан унос тешких метала у биљку, њихов бржи и успешнији пренос из корена у изданак и изразито већа способност њихове детоксификације и одвајања у листовима (Rascio и Navari-Izzo, 2011). Предност ових особина је у томе што се, за разлику од корена, изданци богати металима лако могу убрати и збринути, а постоји и могућност екстракције метала и њихове поновне употребе (Verbruggen *и сар.*, 2009).

Према подацима које наводе Weber-а и Hrynerik-а (2000) тешки метали у биљци се акумулирају по следећем распореду: листови>коренови>стабло>плод (семе). Да би нека биљка била сврстана у хиперакумулаторе, мора бити способна да акумулира одређену количину тешког метала у изданку без симптома фитотоксичности (Rascio и Navari-Izzo, 2011). До сада је познато око 450 хиперакумулаторских врста, што је мање од 0,2% свих познатих биљних врста. Ипак, неке карактеристике хиперакумулаторских биљних врста ограничавају њихову употребу у фиторемедијацији. Многе специфично акумулирају само једну врсту метала, прилагођене су на само одређене услове средине што их географски ограничава. Такође, не могу се узгајати као конвенционални усеви, јер споро расту, коренов систем им не продире дубоко у земљиште, имају малу биомасу и често врло кратак животни циклус. Из тог разлога се све више јавља идеја о коришћењу не-хиперакумулаторских толерантних врста које показују многе добре особине за фиторемедијацију и којима би се генетичким инжењерством увеле додатне особине (гени) да их употпуне са способношћу хиперакумулације (Verbruggen *и сар.*, 2009). Идеална биљка фиторемедијатор би требала имати следеће особине: брз раст, велику биомасу, толеранцију и акумулацију високих концентрација тешких метала, затим садржати одређена једињења која

одбијају биљоједи како би се спречио улазак тешких метала у хранидбени ланац. У фиторемедијацији тешких метала се користе различите пољопривредне биљке (ратарске и повртарске културе), украсне и дрвенасте биљке.

Табела 41. Примери биљних врста погодних за ремедијацију појединих метала (Sarma, 2011)

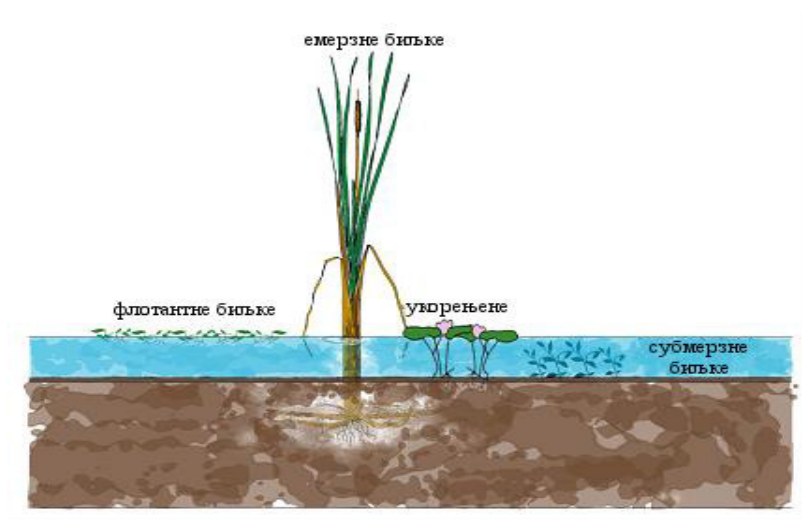
Биљна врста	Метал
<i>Alyssum wulfenianum</i>	Ni
<i>Azolla pinnata, lemna minor</i>	Cu,Cr
<i>Brassica Juncea</i>	Cu, Ni
<i>Arabidopsis halleri</i>	Cd
<i>Pteris vittata</i>	Cu, Ni, Zn
<i>Psychotria douarrei</i>	Ni
<i>Pelargonium sp.</i>	Cd
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Zn, Cd i Ni
<i>Amanita muscaria</i>	Hg
<i>Arabis gemmifera</i>	Cd i Zn
<i>Pistia stratiotes</i>	Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb i
<i>Piptathertan miliacetall</i>	Zn
<i>Astragalus bisulcatus, Brassica Juncea</i>	Pb
<i>Sedum alfredii</i>	Se
<i>H. annuus</i>	Cd
<i>H. indicus</i>	Pb
<i>Sesbania drummondi</i>	Pb
<i>Lemna gibba</i>	Pb
<i>Pteris vittata</i>	As
<i>Sedum alfredii</i>	As
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Pb/Zn
<i>Chengiopanax sciadophylloides</i>	Zn, Pb, Zn i Cd
<i>Tamarix smyrnensis</i>	Mn
<i>P. griffithii</i>	Cd
<i>Brassica napus</i>	Cd/Zn
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Cd
<i>Crotalaria juncea</i>	Zn i Cd
<i>C. dactylon</i>	Ni i Cr
<i>Rorippa globosa</i>	Ni i Cr
	Cd

Акватичне и терестичне културе

Три главне групе процеса којима се уклањају загађивачи из отпадних вода су физички, хемијски и биолошки процеси. Биолошко уклањање је готово најзначајнији процес елиминисања загађења у природним и конструисаним акватичним екосистемима (сл. 47). Усвајање и акумулација тешких метала преко корена и ризома акватичних биљака, а тиме и ослобађање истих након разлагања биљака, представља веома важан пут у кружењу тешких метала у воденим екосистемима и одржавању нивоа токсичних метала у површинском слоју муља, односно седимента, као и у самој води.

Акватичних биљака има неколико категорија и то: емерзне, флотантне, укоренење и субмерзне макрофите (Denny, 1987). Због фиксног положаја, укоренење, субмерзне и флотантне хидрофите, као и емерзне врсте, своју улогу биоаккумулятора и биофилтратора испољавају највећим делом у плићим водама, односно у приобалним деловима река, канала и језера, као и у деловима река где вода спорије протиче (Westlake, 1975).

Субмерзне макрофите су нарочито значајне за контролу и уклањање тешких метала (Lu *и сар.*, 2004), чије концентрације у ткиву макрофита могу бити и до неколико хиљада пута веће у односу на њихову концентрацију у воденом окружењу (Kovacs *и сар.*, 1948; Пајевић *и сар.*, 2002а). Укоренење биљке имају потенцијал за екстракцију метала из воде као и из седимената, док неукоренење брзо уклањају метале само из воде (Matagi *и сар.*, 1998).



Слика 47. Категорије акватичних макрофита

У последњих неколико деценија све више се прибегава стварању система за пречишћавање отпадних вода путем акватичних биљака. Они представљају представљају вештачки створене, конструисане, акватичне екосистеме, који захваљујући симбиотичким односима између биљака, микроорганизама, алги, подлоге и воде, имају способност да уклањају органске и минералне материје, патогене микроорганизме, тешке метале и друге загађујуће материје из отпадних вода. Системи базена за пречишћавање отпадних вода из домаћинства и пољопривреде у Азији се традиционално користе већ неколико хиљада година (Shutes, 2001), а данас у свету функционише много оваквих постројења. Иако постоји још много недоумица око механизма толеранције и усвајања метала, разним испитивањима се дошло до резултата да усвајање метала зависи од хемизма седимената тј. рН, редокс потенцијала и органске материје. Температура такође представља још један регулациони фактор. За усвајање метала су пожељнији оксидациони услови како би третман отпадне воде помоћу акватичних система био ефикасан. Дистрибуција метала у биљном ткиву акватичних биљака је врло значајно питање и забележено је да се концентрације метала у биљним органима повећавају по следећем реду: корење > ризоми > старије лишће > млађе лишће (Dunbabin и Bowmer, 1992).

Може се рећи да биљке уз микроорганизме имају одлучујућу улогу у уклањању различитих загађивача. У литератури се спомиње преко 45 биљних врста које чине вегетацију алтернативних система за пречишћавање отпадних вода. Помоћу кореновог система биљке ефикасно уклањају широк спектар загађивача из отпадне воде, а одстрањене елементе, као што су на пример угљеник, нутријенти и микроелементи уграђују у своја ткива. Акватичне макрофите имају још неколико важних улога у конструисаним акватичним екосистемима. Оне утичу на стабилизацију супстрата и успоравање тока воде кроз њега. Захваљујући уносу кисеоника у воду, кроз стабљике и корен биљака, и његове транслокације до супстрата у непосредној околини корена стварају се микролокације са аеробним условима, које су погодне за нагомилавање колонија микроорганизама.

Веома значајно је и коришћење терестричних биљака у пречишћавању воде. Иако терестричне биљке захтевају некакав ослонац, као нпр. плутајуће платформе, оне генерално уклањају веће количине загађивача од акватичних биљака. Овај систем може да буде и *in situ* (плутајући сплавови - острва на језерима) или *ex situ* (конструисани акватични екосистем). *Ex situ* систем може да буде

постављен било где зато што третман отпадне воде не мора да буде на самој локацији загађења (Dushenkov и *cap.*, 1997).

Врло често врста *Cyperus papyrus* L. (папирус) се користи у конструисаним акватичним екосистемима и то за пречишћавање вода загађених Cd, Cu, Pb, Zn (Fonkou и *cap.*, 2005). Различите загађиваче добро уклања и *Schoenoplectus lacustris* L. Palla (зука). Ова вишегодишња биљка са задебљаним пузећим ризомом висока око 3 м. Ризом и стабљика зуке у знатној мери елиминшу фосфор, угљоводонике, цијаниде, фенолска једињења, па и високо отрован неоргански отпад (азбест, тешке метале и друго). Прилагођавање ове врсте на различите садржаје отпадних вода је изузетно. Подноси високо органско оптерећење и у том смислу образује водене ћелије (хидропоре) на епидермису стабљике. Када је у питању елиминације високо отровног неорганског отпада ова биљка одбацује своје стабљике, али корен остаје нетакнут и након 7-14 дана формира нове и снажне стабљике. Водени зумбул (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.) је тропска, брзо растућа, вишегодишња акватична макрофита, има огроман потенцијал за уклањање широког спектра полутаната из отпадних вода (Mangabeira и *cap.*, 2004; Sim, 2003). Доста је проучаван као врста, која може да се користи као главна компонента једног интегрисаног, напредног система за третман отпадних вода из индустрије, домаћинства и пољопривреде.

Употреба различитих биљних врста у фиторемедијацији

Дрвенасте врсте су се последњих деценија почеле користити за процес фиторемедијације због производње велике количине биомасе. Дрвенате врсте су мање скупе за фиторемедијацију од зељастих биљака јер имају могућност неколико циклуса деконтаминације без обавезне жетве целе биљке и поновне сетве сваке године. Додатно, плантаже дрвећа на загађеном земљишту спречавају ерозију и ширење контаминаната ветром (фитостабилизација). Након прве садње, трошкови одржавања поља су релативно ниски, а производи, биомаса - дрво могу бити коришћени за производњу струје или топлоте. У зависности од врсте и нивоа загађености дрвета које је расло покрај рудника, оно може бити коришћено у комерцијалне сврхе, уколико не превазилази максималне дозвољене вредности метала за разне дрвне производе (Rademacher, 2005).

С друге стране, веома је тешко да токсични материјал дрвенстих биљака доспе до ланца исхране који укључује људе. Многе дрвенасте биљке осим што имају брз раст и производњу велике количине биомасе, имају и дубок коренов систем, могу расти на земљиштима

која су сиромашна хранивима, а неке су показале да имају капацитете толеранције и акумулације тешких метала (Sarupana, 2011). Дрвеће се сматра јефтиним, одрживим и еколошки прихватљивим решењем, поготово када није исплативо примењивати друге технологије или не постоји временски притисак за кориштење тла (Pulford и Watson, 2003). Последњих година постоји велико занимање за идентификацију аутохтоних дрвенастих биљних врста способних за акумулацију повећаних количина тешких метала, ради њихове примене за фиторемедијацију загађеног земљишта. Захваљујући својим специфичностима, као што су брз раст, проводљивост воде и минералних материја кроз цео пресек стабла (дифузно порозне врсте), веома развијен коренов систем и лако вегетативно размножавање (резницама), различити варијетети врбе (*Salix spp.*) и тополе (*Populus spp.*) се сматрају идеалним врстама за фиторемедијацију (Рајевић *и сар.*, 2009) (сл. 44). Значајно је напоменути и да су ови родови, често колонизовани од стране микоризних гљива, што додатно побољшава успех фиторемедијације. Врбе (*Salix spp.*) се спомињу као квалитетни фактори у процесу фиторемедијације због могућности апсорпције нафтних нус продуката преко микроба који настањују њихов коренов систем (испитивања су показала смањење чак до 57 % на испитиваним локацијама, док се за етанол и бензен крећу чак до 99 %), а такође су се показале као одличан вегетацијски филтар за отпадне воде. Отпорност врба на присуство неких метала (Cd, Cu, Zn, Ni, Pb, Fe) и њихова способност да акумулирају знатне количине ових загађивача у биљном ткиву су документовани у многим радовима из чијих резултата произилази закључак да је коришћење ових биљака врло значајно и исплативо у екстракцији тешких метала из загађених средина (Watson *и сар.*, 2003; Keller *и сар.*, 2003). Слично врбама и врсте рода *Populus spp.* продукују велику биомасу и добро усвајају тешке метале. У фиторемедијацији су много успешнији различити клонови топола него појединачне врсте (Gawronski i Gawronska, 2007).

Веома су занимљива истраживања која су рађена на проучавању различитих концентрација кадмија у земљишту на биомасу и морфолошке особине црне тополе (*Populus nigra var. italica*) како би се утврдио њен потенцијал у фиторемедијацији (Јаковљевић *и сар.*, 2013). Црна тополя припада породици *Salicaceae*. Добро успева у нашем поднебљу те често служи као украсна биљка у парковима и дрворедима. У фиторемедијацији се најчешће користи за пречишћавање подземних и сливних вода јер развија снажан и дубок коренов систем (Фрањић и Шкворц, 2010).

Када се упореди вредност врба и топола за фиторемедијацију долази се до закључка да су врбе много погодније, али то наравно не умањује ни значај топола у чишћењу загађених вода и земљишта. Број *Salix* врста је десет пута већи од броја *Populus* врста, а такође је утврђено и да је производња биомасе у плантажама врбе много већа (Perttu, 1993), да је фини фиброзни корен врба много бољи у контроли ерозије (Wilkinson, 1999) и да врбе могу да акумулирају веће количине Cd (Robinson *u cap.*, 2000).



Слика 48. Представници дрвенстих биљака погодни за фиторемедијацију (*Salix fragilis*, *Populus nigra*, *Robinia pseudoacacia* L.)

Дрвенаста врста, која такође има предиспозицију за фиторемедијацију јер добро усваја тешке метале и волатилне органске полутанате је багрем (*Robinia pseudoacacia* L.) (сл. 48). Сматра се једном од најинвазивнијих врста корова свуда у свету, због брзог раста и агресивног освајања простора који је резултат високе стопе фотосинтезе, брзог клијања семена, брзог раста младица и широког површинског корена. Из изложеног се види да *Робинија псеудоацација* поседује све особине које једна биљка погодна за фиторемедијацију има. Међутим, с обзиром на њену инвазивност, боље је не користити због тога што ствара додатне проблеме у екосистему.

Ратарске врсте које су погодне за фиторемедијацију и одликују се великом продуктивношћу биомасе су: кукуруз (*Zea mays* L.), све сорте пшенице (*Triticum aestivum* L.), јечам (*Hordeum vulgare* L.),

Сунцокрет (*Helianthus annuus* L.) и др. (Gawronski и Gawronska, 2007) (сл.49).

Кукуруз је способан за континуалну фитоекстракцију тешких метала као што су Cd, Cu, Ni, Zn, As и Pb (Nascimento и Xing, 2006). Метале као што су Cd и Pb усваја чак и преко граница које дефинишу хиперакумулацију метала (Wuana и Okieimen, 2010). Такође кукуруз се сврстава у акумулаторе и толерантне биљке на Cd и Zn (Mathe-Gaspar и Anton, 2005). Јечам је врло толерантан на метале као што су Cu, Cd и Zn и може да акумулира умерене до велике количине ових метала у своја ткива (Ebbs и Kochian, 1997). Он је посебно погодан за фиторемедијацију сланих земљишта и сматра се да је најтолерантнији усев у оваквим условима (Gawronski и Gawronska, 2007). Пшеница је потенцијално добар акумулатор тешких метала, а посебно Pb и Cd у хидропоничним системима. У својим експериментима Shumaker и Vegonia (2005) су ово и потврдили измеривши концентрације Zn од 69,56-94,01 мг кг⁻¹ суве метерије корена и 39,86-59,39 мг кг⁻¹ суве метерије надземног дела. Иако је максимална концентрација Cd од 26 мг кг⁻¹ суве метерије надземног дела била мања од хиперакумулационог критеријума (>100 мг кг⁻¹) за Cd они су закључили да пшеница може да има велики значај у даљим истраживањима везаним за фиторемедијацију.



Слика 49. Представници ратарских биљака погодни за фиторемедијацију (*Zea mays* L., *Triticum aestivum* L., *Hordeum vulgare* L. и *Helianthus annuus* L.)

Сунцокрет је биљка која се успешно гаји у хидропоничним системима већ дуги низ година. Сунцокрет уклања олово, бакар, уран, стронцијум, цезијум, кобалт и цинк из воде до концентрација, које су испуњавале прихваћене стандарде за концентрацију ових метала у води (Raskin и

cap., 1994). Такође он може да оствари биомасу од 100 т/ха (када се гаји на земљишту), отпоран је на сушу и врло је компетитиван у односу на корове (Gawronski и Gawronska, 2007).

Крмно биље и то посебно врсте из рода *Trifolium sp.* и луцерка (*Medicago sativa L.*), у комбинацији са различитим врстама трава, се користе за уклањање различитих загађивача који потичу из нафтне индустрије. Експерименти са луцерком у хидропоничким системима су показали да ова биљка током 21-ог дана може да усвоји и до 85% кадмијума из раствора (Singh и cap., 2009). У литератури такође, могу да се нађу и подаци о уклањању олова, живе и никла помоћу луцерке са мањим или већим успехом.



Слика 50. Представници крмног биља погодни за фиторемедијацију (*Trifolium sp.* и *Medicago sativa L.*)

Повртарске биљке се веома често користе за истраживања фиторемедијацијских капацитета биљака. Тако нпр. тикве и тиквице усвајају ДДТ (инсектицид) из земљишта и излучују га у атмосферу у процесу транспирације (фитоволатизација). Кромпир има афинитета према креозоту који се задржава на кореновима и кртолама. Врсте из породице купусњача *Brassica juncea* и *Brassica carinata* најефикасније уклањају хром, олово, бакар и никал. Обични купус (*Brassica oleraceae L.*) има афинитета према цезију. Грашак (*Pisum sativum L.*) и пасуљ (*Phaseolus vulgaris L.*) усвајају велике количине олова када се гаје у хидропоничким системима (Piechalak и cap., 2002). Биљке су гајене у Хогландовом раствору са 1 мМ концентрацијом олова.

Највише овог тешког метала је усвојио пасуљ, до 75 мг Pb г⁻¹ суве масе, у свом корену. До највећег усвајања је дошло у првих 10 сати експеримената, а концентрација олова у медијуму је смањена за пола после 96 сати.



Слика 51. Представници повртарских биљака погодни за фиторемедијацију (*Brassica oleracea* L., *Phaseolus vulgaris* L. и *Pisum sativum* L.)

Декоративне врсте из рода *Amaranthus spp.* које добро успевају на заслањеним земљиштима и земљиштима загађеним тешким металима такође се последњих година користе у процесу фиторемедијације. У различитим експериментима потврђено је да *Amaranthus cruentus* L. добро усваја олово (Opeolu и cap., 2005), а *Amaranthus tricolor* L. и *Amaranthus paniculatus* L. цинк (Bigaliev и cap., 2003). *Amaranthus chlorostachys* Willd. се лако гаји у хидропоничким системима и може да усваја велике количине цезијума (Moogooei и cap., 2011).

У оквиру ове фамилије *Amaranthaceae* постоји још декоративних врста, које производе велику биомасу и добро усвајају тешке метале и радионуклеиде. *Bassia scoparia* L. - летњи чемпрес може да се користи за фиторемедијацију U, Cr, Pb, Hg, Ag и Zn, а толерантан је и на присуство селена (McCutcheon и Schnoor, 2003).



Слика 52. Представници фамилије *Amaranthaceae* погодни за фиторемедијацију (*Amaranthus tricolor* L., *Amaranthus chlorostachys* Willd., *Bassia scoparia* L.)

Ефекат еколошких фактора на фиторемедијацију

За успешност фиторемедијационог процеса поред биљака способних да акумулирају, стабилизују или трансформишу полутанте морају се узети у обзир и други фактори као доступност хранљивих материја, влажност, температура, кисеоник (аерација) као и физичко-хемијске карактеристике и др. (Voорathy, 2000). Оптимална влажност земљишта за процес фиторемедијације код различитих биљних врста креће се између 40-80% сатурационог капацитета. Суша, недостатак воде обично праћен високим температурама, иницира активацију низа механизма као што су повећање активности пероксидазе (Савић *и сар.*, 2008), промене у анатомји биљака (Ранчић *и сар.*, 2008), повећану биосинтезу абсцисинске киселине и смањење проводљивости стома (Савић *и сар.*, 2009), а самин тим смањене интензитета транспирације и фотосинтезе, што доводи до смањеног раста биљке и продукције биомасе (Стикић *и сар.*, 2010). Смањена продукција биомасе и проводљивост стома итекако утичу на ефикасност фиторемедијације, а посебно фитоекстракције и фитоволатизације. Превелика влажност смањује аерацију земљишта што за последицу има нарушавање метаболичких процеса корена пре свега обезбеђивање довољних количина енергије неопходне за усвајање тешких метала и других полутаната. Деградација загађивача се најбрже и најкомплетније остварује под аеробним условима. Доступност кисеоника зависи од интензитета укупне микробиолошке потрошње и типа земљишта. За повећање концентрације кисеоника у контаминираној средини се користе бројне методе попут превртања, принудне аерације, механичког мешања, биовентилације, увођења

ваздуха и додатком алтернативних извора кисеоника попут водоник-пероксида или најчешће магнезијум-пероксида (Rittman и McCarty, 2000). Текстура земљишта утиче на пермеабилност, садржај воде и укупну густину земљишта. Земљишта са ниском пермеабилношћу су обично слењена и отежавају дистрибуцију и транспорт воде, хранљивих супстанци и ваздуха. Оваквом земљишту се приликом фиторемедијације могу додати агенси као што је слама или пиљевина ради постизања жељене текстуре. На брзину и степен деградације утиче и тип контаминираног земљишта, садржај глине и органске супстанце, као и удео појединих фракција песка. Земљиште у коме се налазе песак и шљунак у преовлађујућој количини поседује добру дренажну способност, тј. врло кратко задржава воду и пропустљиво је за ваздух (Philp и Atlas, 2005). Земљишта на којима морају да се примене мелиоративне методе, су често ограничавајући фактор за раст микроорганизама па самим тим и за успешност фиторемедијације. (Rittman и McCarty, 2000; Philp и Atlas, 2005). Из наведеног се јасно може закључити да је за успешност фиторемедијације потребно биљци обезбедити оптималне услове како би њем фиторемедијациони капацитет дошао до пуног изражаја. С друге стране јако је значајна биотехнологија, односно примена генетичког инжењеринга за повећање отпорности биљака на деловање стресних фактора, као и на побољшање морфолошких особина биљака које су врло значајне за успешну фиторемедијацију.

Руковање са биљним материјалом након фиторемедијације

Фитоекстракција подразумева узастопно узгајање биљка кроз неколико вегетацијских сезона све док се контаминираном земљишту у потпуности обнови функција. Биљке у којима се због екстракције накупља велика количина тешких метала и других полутаната морају се на правилан начин након брања збринути како би се због акумулираних полутаната у њима смањила могућност ризика по околину. Количина отпада може се редуковати термичком, микробиолошком, физичком или хемијском обрадом након чега се преостали отпад прописно сладишти. Термичка обрада подразумева третман отпада температуром и најчешће се користи. На пример, дрвени материјал може бити спаљен за енергетске потребе.

Главни циљ фиторемедијације је уклањање загађивача из земљишта и његово концентровање у биомасу надземних делова биљке, где ће крајњим спаљивањем биљног материјала доћи до концентрисања загађивача до биоконцентрацијског фактора 10 и више по сувој материји. У развијеним земљама данас постоје посебне

процедуре и политика око одлагања таквог пепела. Принос метала из биљног ткива тзв. фиторударство (eng. phytomining), које је вековима примењивано на примеру калијума, може имати и економски значај (Meagher, 2000). Фиторударство као зелена технологија може да замени деструктивне, абразивне, неекономичне, конвенционалне методе (Brooks *u cap.*, 1998).

Литература

1. Алагић, С.Ч., Шербула, С.С., Тошић, С.Б., Павловић, А.Н., Петровић, Ј.В. (2013): Bioaccumulation of Arsenic and Cadmium in Birch and Lime from the Bor Region. *Arch Environ Contam Toxicol* 65 (4), 671-682.
2. Anderson, A. T. (2002): *Development of a Phytoremediation Handbook: Considerations for Enhancing Microbial Degradation in the Rhizosphere*, Institute of Environmental and Human Health, Texas Tech University, Texas.
3. Bigaliev, A.B., Boguspaev, K.K., Znanburshin, E.T. (2003): Phytoremediation Potential of *Amaranthus* sp. for Heavy Metals Contaminated Soil Of Oil Producing Territory. 10th Annual International Petroleum Environmental Conference, Houston, TX, November 11-14. WWW dokument dostupan na URL http://ipecc.utulsa.edu/Conf2003/Papers/bigaliev_boguspaev_znanburshin_75.pdf
4. Bhargava, A., Carmona, F.F., Bhargava, M., Srivastava, S. (2012): Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Review. J Environ Manage* 105, 103-120.
5. Boopathy, R. (2000): Factors limiting bioremediation technologies, *Bioresour. Technol.* 74, 63-67.
6. Boyd RS. 2007. The defense hypothesis of elemental hyperaccumulation: status, challenges and new directions. *Plant and Soil* 293: 153-176.
7. Brooks, R. R., Chambers, M. F., Nicks, L. J., Robinson, B. H. (1998): Phytomining. *Trends Plant Sci.* 3, 359-362.
8. Capuana, M. (2011): Heavy metals and woody plants - Biotechnologies for phytoremediation, *iForest* 4, 7-15.
9. Clemens, S., Palmgren, M. G., Krämer, U. (2002): A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends Plant Sci.* 7, 309-315.
10. Cunningham, S.D., Shann, J.R., Crowley, D.E. and Anderson, T.A. (1997): Phytoremediation of contaminated water and soil. In: E.L., Kruger, T.A., Anderson and J.R., Coats, eds. *Phytoremediation of soil and water contaminants*. ACS symposium series 664. Washington, DC, American Chemical Society, 2-19.
11. Denny, P. (1987): Mineral cycling by wetland plants - a review. *Archiv für Hydrobiologie, Beiheft* 27, 1-25.
12. Dietz, A. C., Schnoor, J. L. (2001): Advances in phytoremediation. *Environ Health Perspect* 109, 163-168.

13. Dunbabin, J. S. and Bowmer, K. H. (1992): Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial waste waters containing metals. *Science of the Total Environment* 3, 151-168.
14. Dushenkov, S., Kumar, P.B.A. N., Motto and H., Raskin, I. (1995): Rhizofiltration: the Use of Plants to Remove Heavy Metals From Aqueous Streams. *Environmental Science Technology* 29, 1239-1245.
15. Dushenkov, S., Vasudev, D., Kapulnik, Y., Gleba, D., Fleisher, D., Ting K.C. and Ensley. B. (1997): Removal of uranium from water using terrestrial plants. *Environmental Science and Technology*, Vol. 31, N^o. 12, pp. 3468-3474.
16. Ebbs, S. D. and Kochain, L. V. (1997): Toxicity of zinc and copper to Brassica species: Implications for phytoremediation. *J. Envir. Quality* 26, 776-781.
17. Ensley, B.D. (2000): Rational for use of phytoremediation. In: I., Raskin and B.D., Ensley, eds. *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean-up the environment*. New York, John Wiley & Sons, Inc., 3-12.
18. Fonkou, T., Agendia, P., Kengne, I., Akoa, A., Derek, F., Nya, J., Dongmo F. (2005): Heavy Metal Concentrations in some Biotic and Abiotic Components of the Olezoa Wetland Complex (Yaoundé-Cameroon, West Africa). *Water Qual. Res. J. Canada* 40, (4), 457-461.
19. Фрањић, Ј., Шкворц, Ж. (2010): Шумско дрвеће и грмље Хрватске, Загреб: Шумарски Факултет, Свеучилиште у Загребу, 432.
20. Gardea-Torresdey, J.L., Peralta-Videa, J.R., de la Rosa, G., Parsons, J.G. (2005): Phytoremediation of heavy metals and study of the metal coordination by X-ray absorption spectroscopy. *Coordination Chemistry Reviews* Vol. 249, N^o 17-18, 1797-1810.
21. Gawronski, S.W., Gawronska, H. (2007): Plant Taxonomz For Phytoremediation. In: N. Marmiroli et al. (eds.): *Advanced Science and Technology for Biological Decontamination of Sites Affected by Chemical and Radiological Nuclear Agents*, 79-88. Springer.
22. Ghosh, M., Singh, S.P. (2005): A review on phytoremediation of heavy metals and utilisation of it's by products, *As. J. Energy Env.* 6 (4), 214-231.
23. Hannink, N. K., Rosser, S. J., Bruce, N. C. (2002): Phytoremediation of explosives. *Crit. Rev. Plant Sci.* 21, 511-538.
24. Јаковљевић, Т., Радојчић Редовниковић, И., Чехулић, И., Буковац, И., Поточки, А. (2013): Утјецај различитих резина онечишћења тла кадмијем на саднице јаблана (*Populus nigra var. Italica*). *Радови (Хрват. шумар. инст.)* 45 (2), 107-115.

25. Kamal, M., Ghalya, A.E., Mahmouda, N., Cote, R. (2004): Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. *Environment International* 29, 1029-1039.
26. Kebert, M. (2014): Biohemijska i fiziološka karakterizacija klonova topole (*Populus spp.*) u procesu fitoekstrakcije bakra, nikla i kadmijuma. Doktorska disertacija, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu.
27. Keller, C., Hammer, D., Kayser, A., Richner, W., Brodbeck, M. and Sennhauser, M. (2003): Root development and heavy metal phytoextraction efficiency: Comparison of different plant species in the field. *Plant Soil* 249, 67-81.
28. Kovacs, M., Nyary, I., Toth, L. (1984): The microelement content of some submerged and floating aquatic plants. *Acta Bot. Hung.* 30 (1-2), 173-185.
29. Kumar, P.B.A.N., Motto, H., Raskin, I. (1995): Rhizofiltration: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Aqueous Streams. *Environmental Science and Technology* 29 (5), 1239-1245.
30. Lasat, M. M. (2002): Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms, *Journal of Environmental Quality* 31, 109-120.
31. Lin, Y.F., Aarts, M.G.M. (2012): The molecular mechanism of zinc and cadmium stress response in plants. *Cell Mol Life Sci* 69, 3187-3206.
32. Liu, F., Savić, S., Jensen, C.R., Shahnazari, A., Jacobsen, S.E., Stikić, R., Andersen, M.N. (2007): Water relations and yield of lysimeter-grown strawberries under limited irrigation. *Scientia Horticulturae* 111, 128-132.
33. Lu, X., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P., Homyok, K. (2004): Removal of cadmium and zinc by water hyacinth, *Eichornia crassipes*. *Sci. Asia* 30, 93-103.
34. Mangabeira, P.A.O., Labejof, L., Lamperti, A., de Almeida, A-A.F., Oliveira, A.H., Escaig, F., Severo, M.I.G., da C. Silva, D., Saloes, M., Mielke., M.S., Lucena, E.R., Martinis, M.C., Santana, K.B., Gavrilo, K.L., Galle, P., LeviSetti, R. (2004): Accumulation of chromium in root tissues of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. in Cachoeira river - Brazil. *Applied Surface Science* 231-232, 497-501.
35. Matagi, S.V., Swai, D., Mugabe, R. (1998): A Review of heavy metal removal mechanisms in wetland. *Afr. J. Trop. Hydrobiol. Fish.*, 8, 23-35.
36. Mathe-Gaspar, G., Anton, A. (2005): Phytoremediation study: Factors influencing heavy metal uptake of plants. *Acta Biologica Szegediensis* 49 (1-2), 69-70.
37. McCutcheon, S.C., Schnoor, J.L. (2003): Phytoremediation: transformation and control of contaminants. John Wiley & Sons, 987.

- WWW dokument dostupan na URL
http://books.google.rs/books?id=UdHl0h94u4C&printsec=frontcover&dq=phytoremediation+McCutcheon&hl=en&ei=jfjhTrSeJei4gSQp6TBA&sa=X&oi=book_result&ct=result&redir_esc=y#v=onepage&q=phytoremediation%20McCutcheon&f=false.
38. Meagher, R. B. (2000): Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Curr. Opin. Plant Biol.* 3, 153-162.
 39. Moogouei, R., Borghei, M., Arjmandi, R. (2011): Phytoremediation of stable Cs from solutions by *Calendula alata*, *Amaranthus chlorostachys* and *Chenopodium album*. *Ecotoxicology and environmental safety* 74 (7), 2036-2039.
 40. Nascimento, C.W.A., Xing, B. (2006): Phytoextraction: A review on enhanced metal availability and plant accumulation. *Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.)* 63(3), 299 - 311.
 41. Opeolu, B.O., Bamgbose, O., Arowolo, T.A., Kadiri, S.J. (2005): Phyto-Remediation Of Lead-Contaminated Soil Using *Amaranthus cruentus*. *Farm Management Association of Nigeria (FAMAN), FAMAN Papers 2005*, no. 54398. WWW dokument dostupan na URL <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/54398/2/Phyto-Remediation.pdf>.
 42. Пајевић, С., Вучковић, М., Станковић, Ж., Крстић, Б., Кеврешан, Ж., Радуловић, С. (2002а): The content of some macronutrients and heavy metals in aquatic macrophytes of three ecosystems connected to the Danube in Yugoslavia. *Large Rivers Vol.13, No. 1-2, Arch. Hydrobiolog. Suppl.* 141/1-2, 73-83.
 43. Пајевић, С., Боришев, М., Николић, Н., Крстић, Б., Полиповић, А., Орловић, С. (2009): Phytoremediation capacity of poplar (*Populus spp.*) and willow (*Salix spp.*) clones in relation to photosynthesis, *Arch. Biol. Sci.* 61(2), 239-247.
 44. Peralta-Videa, J.R., Lopez, M.L., Narayan, M., Saupé, G., Gardea-Torresdey, J. (2009): The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. *Int J Biochem Cell B* 41, 1665-1677.
 45. Perttu, K. (1993): Biomass production and nutrient removal from municipal wastes using willow vegetation filters. *J. Sustainable Forestry* 1(3), 57-70.
 46. Peuke, A. D., Rennenberg, H. (2005) Phytoremediation: molecular biology, requirements for application, environmental protection, public attention, and feasibility. *EMBO J.* 6, 497-501.
 47. Piechalak A., Tomaszewska B., Baralkiewicz D., and Malecka A. (2002): Accumulation and detoxification of lead ions in legumes. *Phytochemistry* 60, 153-162.

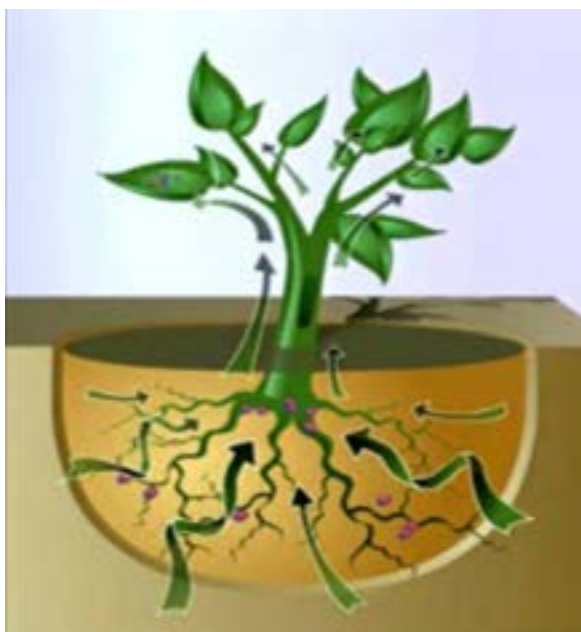
48. Philp, J.C. and Atlas, R.M. (2005): in: Bioremediation: Applied Microbial Solutions for Real-World Environmental Cleanup, R.M. Atlas, J.C.Philp, Eds., ASM Press, Washington DC, pp. 139-236.
49. Пилиповић А., Клашња Б., Орловић С. (2002): Улога топола у фиторемедијацији земљишта и подземних вода, Нови Сад, Топола, 169/170: 57-66.
50. Prasad, M.N.V., Freitas, H.M.O. (2003): Metal hyperaccumulation in plants-Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology* Vol. 6, N° 3, 225-321.
51. Pulford, I. D., Watson, C. (2003): Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees - a review, *Environ. Int.* 29 (4), 529-540.
52. Rademacher, P. (2005): Schwermetallgehalte in den KompartimentenwichtigerWirtschaftsbaumarten und derenBedeutungfür die Reststoffverwertung. *HolzRoh. Werkstoff.* 63, 220-230.
53. Ранчић, Д., Пекић Куаррије, С., Савић, С., Стикић, Р. (2008): Comparison of light and fluorescence microscopy for xylem analysis in tomato pedicels during fruit development. *Journal of Microscopy* 232, 618-622.
54. Rascio, N., Navari-Izzo, F. (2011): Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting?, *Plant Science* 180, 169-181.
55. Raskin I., Smith R.D.,Salt D.E. (1997): Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology*, Volume 8, Number 2, 221-226.
56. Raskin, I., Kumar, P.B.A.N., Dushenkov, S. and Salt, D.E. (1994): Bioconcentration of heavy metals by plants.*Current Opinion in Biotechnology*, Vol. 5, N° 3, 285-290.
57. Reichenauer, T. (2002): Selection of Stress-Resistant clones of *Populus nigra* and Possible Application, In: van Dam C. Barbara and S. Bordacs, *Proceedings of an International Symposium Europop*, Szekszard, Hungary, May, 2002.
58. Rittman, P. and McCarty. (2000): *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*, McGraw-Hill, New York.
59. Robinson, B.H., Mills, T.M., Petit, D., Fung, L.E., Green, S.R. and Clothier, B.E. (2000): Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation. *Plant and Soil* 227, 301-306.
60. Sarma H. (2011): Metal Hyperaccumulation in Plants: AReview Focusing on Phytoremediation Technology. *Journal Environmental Science and Technology*, 4: 118-138.
61. Савић, С., Стикић, Р., Вуцелић Радовић, Б., Богичевић, Б., Јовановић, З., Хаџи-Ташковић Шукаловић, В. (2008): Comparative

- effects of regulated deficit irrigation (RDI) and partial root-zone drying (PRD) on growth and cell wall peroxidase activity in tomato fruits. *Scientia Horticulturae* 117(1), 15-20.
62. Савић, С., Фулаи, Л., Стикић, Р., Jacobsen, S. E., Jensen, C. R., Јовановић, З. (2009): Comparative effects of partial root-zone drying and deficit irrigation on plant growth and physiology in tomato plants. *Archives of Biological Sciences* 61 (4), 801-810.
 63. Shumaker, K.L. and Begonia, G. (2005): Heavy Metal Uptake, Translocation, and Bioaccumulation Studies of *Triticum aestivum* Cultivated in Contaminated Dredged Materials. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2 (2), 293-298.
 64. Shutes, R.B.E. (2001): Artificial wetlands and water quality improvement. *Environmental International* 26, 441-447.
 65. Sim, C.H. (2003): The use of constructed wetlands for wastewater treatment. *Water International - Malaysia Office*, 24.
 66. Singh, A., Eapen, S. and Fulekar, M.H. (2009): Potential of *Medicago sativa* for uptake of cadmium from contaminated environment. *Romanian Biotechnological Letters* 14 (1), 4164-4169.
 67. Стевановић, Б., Јанковић, М. М. (2001): Екологија биљака са основама физиолошке екологије биљака. ННК, Београд.
 68. Стикић, Р., Савић, С., Јовановић, З., Jacobsen, S.E., Liu, F., Jensen, C.R. (2010): Deficit irrigation strategies: use of stress physiology knowledge to increase water use efficiency in tomato and potato. In: Abigail N. Sampson (Eds.) *Horticulture in 21st Century, Series: Botanical Research and Practices*, Nova Science, Publishers, NY, USA. ISBN: 978-1-61668-582-9, pp. 161-178.
 69. Stomp, A. M., Han, K. H., Wilbert, S., Gordon, M. P. (1993): Genetic improvement of tree species for remediation of hazardous wastes. *In Vitro Cellular & Developmental Biology: Plant* 29 (4), 227- 232.
 70. Verbruggen, N., Hermans, C., Schat, H. (2009): Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist* 181, 759-776.
 71. Watson, C., Pulford, I. D. and Riddell-Black, D. (2003): Development of a hydroponic screening technique to assess heavy metal resistance in willow (*Salix*). *Int. J. Phytoremediation* 5 (4), 333-349.
 72. Weber, R. and Hrynerik, B. (2000): Effect of leaf and soil contaminations on heavy metals content in spring wheat crops. *Nukleonika* 45, 137-140.
 73. Westlake, D.F. (1975): Primary production of freshwater macrophytes. In: *Photosynthesis and Productivity in Different Environments*, J.P. Cooper (Ed.), Cambridge University Press, Great Britain. pp. 189-206.

74. White, P. J., Broadley, M. R. (2000): Mechanisms of caesium uptake by plants. *New Phytol.* 147, 241-256.
75. Wilkinson, A. G. (1999): Poplars and willows for soil erosion control in New Zealand. *Biomass and Bioenergy* 16, 263-274.
76. Wuana, R.A., Okieimen, F.E., Imborvungu, J.A. (2010): Removal of heavy metals from contaminated soil using chelating organic acids. *Int. J. Environ. Sci. Tech* 7(3), 485-496.
77. Zavoda, J., Cutright, T., Szpak, J., Fallon, E. (2001): Uptake, selectivity, and inhibition of hydroponic treatment of contaminants. *Journal of Environmental Engineering* 127 (6), 502-508.

ЗНАЧАЈ БИОТЕХНОЛОГИЈЕ У ФИТОРЕМЕДИЈАЦИЈИ

*„Сва лепота природе долази од тајанствености тајанственог“
Michael Denton
биолог*



Применом најновијих знања из области молекуларне биологије у облику генетичког инжењеринга у циљу унапређивања биотехнолошких процеса, добио се један сасвим нови квалитет, односно почела је да се развија молекуларна биотехнологија. Све светске прогнозе 21. века се слажу у томе да ће управо молекуларна биотехнологија бити покретачка снага развоја савремене цивилизације и да ће такође имати веома значајну улогу у решавању проблема везаних за заштиту животне средине (пречишавање отпадних вода, разградње полутаната, ревитализација загађеног земљишта, итд.). Циљ технологије рекомбиноване ДНК или генетичког инжењерства је планска промена генома живих организама. Планска промена генома се најчешће изводи »исецањем гена« (трансгена) за неко својство из једног организма и његовим пресађивањем и трансформацијом у други. На овај начин настају генетски модификовани организми (ГМО) тј. трансгене биљке, животиње или микроорганизми, чији је геном »обогачен« трансгеном, чинећи их тако кориснијим за човека.

Што се тиче историје појаве и интродукције генетски модификованих биљка она је текла следећим редоследом:

- 1984 - појава прве генетски модификоване биљке (дуван) - Gent (Белгија) Marc Van Montagu, Jeff Schell,
- 1986 - прва испитивања пољопривредних ГМО биљака,
- 1994 - на тржишту у САД-а прва ГМО биљка (парадајз) - Calgene, Davis, СА. Генетичким инжењерингом код парадајза је смањена активност гена за ензим полигалактуроназу за 99%. Тај се протеин почиње производити у плоду парадајза након сазријевања и узрокује брзо мекшање. Због тога плодови парадајза с утишаним геном за полигалактуроназу мекшају значајно спорије у односу на остале сорте, те се због тога могу убирати зрели и такви транспортирати на тржиште,
- 1995 - САД - ГМО сорте памука, соје, кукуруза,
- озбиљније ширење од 1996.

Генетички инжењеринг у односу на класично оплемењивање немерљиво је прецизнији (уноси се само жељено својство директно у жељени геном и нема ограничења као код класичног оплемењивања (класично се могу додавати само гени сродних врста). Само ове две предности отварају готово неограничене могућности комбиновања својстава.

Међутим, ни генетичко инжењерство до сада није било савршено прецизно:

- Т-ДНА се у геном биљке уграђује насумично,
- често се уграђује више Т-DNA копија на различита места у genomu или у исто место једна до друге (in tandem),
- неретко се осим Т-ДНА у геном уграде и секвенце бинарног вектора изван граничних следова ЛБ и РБ,
- у биљке се уноси дугорочно сувишни селективни маркери, нпр. резистенција на антибиотику или хербициде,
- још увек се већином користе “труби” конститутивни промотори, нпр. 35С из ТМВ-а (идеални промотор би требао контролисати време, место и интензитет експресије).

Вероватно ће истраживања у овој области у будућности донети: прецизне модификације ендогених локуса, имплементацију трансгена на жељено место у геному и потпуно изостављање селективних маркера. Значај молекуларне биотехнологије за општу производњу хране, добијања енергије и сировина за различите видове индустрије, увећава се услед могућности да се њеном применом као извор полазног сировинског материјала користе обновљиви ресурси, као што су биомаса, отпаци из индустрије, сточарства или градских средина. Заправо, све се више ради на унапређењу искоришћавања секундарних сировина, које често стварају еколошке проблеме. На овај начин се постиже двострука добит: решавање еколошких проблема и добијање корисних производа из таквих сировина. Примена генетичког инжењерства у манипулацији биљкама отворила је несагледиве перспективе коришћења биљака у будућности. Главни циљ молекуларне биотехнологије биљака је стварање нових варијетета култивисаних биљака (трансгених биљака), односно пољопривредних култура. Изучавања су усмерена на развој варијетета који ће дати већи принос са истим или повећаним хранљивим квалитетом биљке. Стога су већ створене генетички модификоване биљке које поседују резистенцију на инсекте, патогене (у првом реду на вирусе), хербициде, одређене стресне услове средине, биљке чији плодови спорије труле или биљке са измењеним квалитетом уља или протеина.

Посебан интерес научника привукле су биљке и микроорганизми који имају способност да усвајају и прерађују отровне материје из земљишта. Најпознатија таква биљка је сунцокрет која може да усваја и прерађује олово из земљишта док се међу бактеријама издвајају врсте које разграђују радиоактивне супстанце. Значај оваквих ГМ бактерија и биљака је огроман поготово ако се зна чињеница да је радиоактивни отпад један од главних проблема савремене технологије. Од велике је важности истраживање молекуларне основе толеранције и хиперакумулације тешких метала у сврху остварења

биотехнолошког побољшања хиперакумулаторских својстава биљака које имају особине погодне за фиторемедијацију.

Механизам толеранције и хиперакумулације тешких метала заснива се на различитој регулацији и експресији гена који нормално постоје у геномима свих биљних врста што потврђују анализе поређења експресије гена између хиперакумулаторских и нехиперакумулаторских врста. Иако неке биљке поседују генетички потенцијал за уклањање тешких метала из земљишта оне показују и неке негативне особине са аспекта биотехнологије. На пример, већина биљака које су хиперакумулатори су ситне и споро растуће врсте или су њихова станишта јако слабо заступљена на већим површинама због нетолерантности на поједине еколошке факторе. Због тога је потребно усмерити се на генетички инжењеринг како би се непожељне особине хиперакумулатора кориговале. Решење би могло бити у трансферу гена одговорних за фенотип хиперакумулације из врста које су ниске и споро растуће у оне које имају високу продукцију биомасе, али ниску способност хиперакумулирања тешких метала. McGrath (2006) је показао да је ефикасност фитоекстракције одређена производњом биомасе и биоконцентрацијским фактором метала (однос концентрације метала у изданку према оној у земљишту). Са изузетком хиперакумулатора, већина биљака има биоконцентрацијски фактор мањи од 1, тако да је за чишћење земљишта таквим биљкама потребан дуг низ година, чак дужи од људског живота. Да би се постигла приметна редукација тешких метала у земљишту за краћи период, рецимо период од 20 година, било би потребно користити усеве са биоконцентрацијским фактором од око 20 и продукцијом биомасе од 10 тона/ха или усеве са биоконцентрацијским фактором 10 и продукцијом биомасе од 20 тона/ха.

Постоје две стратегије за унапређење ефективности фитоекстракције тешких метала:

1. да биљке врше хиперакумулацију тешких метала у надземне делове и/ или
2. да производе велику биомасу са просечном концентрацијом тешких метала у надземним деловима у кратком времену код брзорастућих биљака.

Обе особине су пожељне, како би се добиле специјалне биљке - брзорастући хиперакумулатори велике биомасе. Ово се може постићи употребом трансгених биљака у сврхе фиторемедијације (Guerinot и Salt, 2001). Насупрот расту биљке који може зависити од великог броја фактора (уноса воде и храњивих материја, фотосинтезе,

деловавања различитих еколошких фактора и др.), предпоставља се да је акумулација тешких метала везана за само за неколико генских локуса (Pilon-Smits и Pilon, 2002).

Ефикасност фиторемедијације може бити повећана молекуларним инжињерингом, путем интродукције гена који кодирају ензиме потребне за биосинтезу фитохелатина или глутатиона (Cobbett 2000; Cobbett и Goldbrough 2002). Генетском манипулацијом на неколико металних транспортера који учествују у транслокацији је показано да се мења и толеранција и акумулација метала. Трансформација токсичних форми елемената у мање штетне облике (нпр. Hg (II) и Hg (0)) деловањем трансгених биљака је други приступ фиторемедијацији (Guerinot и Salt, 2001). До сада највећи број тестова са трансгеним биљкама спровођен је строго у лабораторијским условима. Последњих година се почело са извођењем огледа у пољу са трансгеним биљкама. Тако је Pilon-Smits (2005) објавио резултате два огледа спроведена на трансгеним биљкама у пољу. У једном од њих, уљана репица са прекомерно експресованим ензимом за сулфат/селенат редукцију је била испитана на пољу загађеним Se, В и металима. На ову тематику рађени су и огледи у околини рудника бакра где су трансгене тополе са прекомерно експресованом γ -глутамилцистеин-синтетазом (γ -ECS), ензимом који је укључен у биосинтезу глутатиона, показале већу отпорност и већи капацитет уклањања тешких метала у поређењу са дивљим типом тополе (Peuke и Rennenberg, 2005).

Примена трансгених биљака са собом носи и одређене ризике као што су:

- могући непредвидиви здравствени проблеми и алергије,
- нарушавање еколошке равнотеже (пренос трансгена путем полена (‘‘контаминација’’ природних биљака), стварање ‘‘супер корова’’, биоразноликост и резистенција, загађење/смањење броја корисних инсеката (нпр. лептири, пчеле),
- биолошка трансформација метала у облике који су више биодоступни, што би узроковало повећано излагање дивљих врста и људи тим металима.

Противници трансгених биљака тврде да трансгене биљке једном раширене у животну средину постају неопозиви еко-контаминатори (De Kathen, 1996). Најчешће спомињан начин генетичке контаминације је путем полена. Полен носи са собом не само оригиналне гене одређене биљне врсте већ и трансген који је саставни део генома трансгене биљке. Теоретски, трансген се путем

полинације може уградити у друге, нетрансгене сорте исте врсте, дивље сроднике или корове. На овај начин се објашњава могући настанак “суперкорова” који би захваљујући трансгену и сами постали толерантни на хербициде. Спомиње се и могућност преласка маркер гена за отпорност на антибиотике из трансгене биљке у друге микроорганизме што би довело до настанка “супермикроорганизама” отпорних на антибиотике коришћене у хуманој или ветеринарској медицини. Споменути и други ризици од генетичког загађења у већини случајева нису нереални али је вероватноћа њиховог настанка веома мала. Поред тога разрађено је низ мера за ефикасно спречавање настанка генетичког загађења. Принципи и методе коегзистенције највећим делом се фокусирају управо на спречавање тзв. случајних примеса међу којима и генетичких примеса трансгеног порекла у усевима и производима генетички немодификованих биљака (Balthazar и Schoper, 2003).

Поред наведених ризика применом трансгених биљака постоје и одређене предности употребе истих као што су:

- смањена употреба пестицида за третирање усева,
- побољшана храњива вредност,
- одгођено вријеме труљења,
- нижа цена,
- производња усева који могу расти у неповољним условима.

Неповерењу према употреби трансгених биљака у великој мери доприносе и чињенице као што су: недовољно познавање технологије, недостатак поузданих информација, негативно мишљење медија, противљење група активиста, неповерење према индустрији и законодавству.

Људи својим активностима годишње у атмосферу убаце око 9 гигатона угљеника, биљке су у стању да апсорбују око 5 гигатона. Неапсорбовани остатак игра велику улогу у појачавању ефекта стаклене баште и глобалног загревања. Зато научници раде на стварању генетски модификованих биљака чија би се способност апсорбовања угљеника из спољашње средине довела до максимума. Овај елемент може провести деценије складиштен у лишћу, гранама, семенима и цвећу биљака, док угљеник који се налази у корену тамо може провести векове. Истраживачи се надају да ће бити у стању да створе биљне јединке са великим коренским системима који ће бити у стању да упију угљеник и држе га под земљом, на сигурном.

Литература

1. Balthazar и Schoper: Crop to crop gene flow: dispersals of transgenes in maize. Proceedings of the 7th symposium on biosafety of GMOs. Cited in: Henry, Bénétrix Bloc (2003): Mais OGM et non OGM possible coexistence. Perspectives Agricoles N^o 294, 2002.
2. Cobbett, C. (2000): Phytochelatins and their roles in heavy metal detoxification. *Plant Physiol.* 123, 825-832.
3. Cobbett, C., Goldsbrough, P. (2002): Phytochelatins and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and omeostasis. *Annu. Rev. Plant Biol.* 53, 159-182.
4. De Kather, A. (1996): The impact of transgenic crop releases on biodiversity in developing countries. *Biotech. Dev. Monitor*, 28: 10-14.
5. Guerinot, M. L., Salt, D. E. (2001): Fortified foods and phytoremediation. Two sides of the same coin. *Plant Physiol.* 125, 164-167.
6. McGrath, S. P. (2006): Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*. *Environ.Pollut.* 141, 115-125.
7. Peuke, A. D., Rennenberg, H. (2005): Phytoremediation: molecular biology, requirements for application, environmental protection, public attention, and feasibility. *EMBO J.* 6, 497-501.
8. Pilon-Smits, E., Pilon, M. (2002): Phytoremediation of metals using transgenic plants. *Crit. Rev. Plant Sci.* 21, 439-456.
9. Pilon-Smits, E. (2005): Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 56:15-39.

CIP - Каталогизација у публикацији
Народна библиотека Србије, Београд

504.5/.7
502.174

ЦВИЈАНОВИЋ, Горица, 1958-

Заштита екосистема и биоремедијација : монографија / Горица
Цвијановић, Слађана Савић. - Београд : Институт за економику
пољопривреде Београд, 2016 (Београд : DIS Public). - 284 стр. : илуст18;
; 25cm

“Монографија је резултат истраживања на пројектима које финансира
Министарство просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије
2011-2014. године и то: 1. III 46006 ‘Одржива пољопривреда и рурални
развој у функцији остваривања стратешких циљева Републике Србије
у оквиру Дунавског региона’ и 2. TP 31005 ‘Савремени биотехнолошки
приступ решавања проблема суше у пољопривреди Србије’”. -->
Предговор. - Тираж 500. - Библиографија уз свако поглавље.

ISBN 978-86-6269-047-0

1. Савић, Слађана, 1977- [аутор]
а) Животна средина - Загађење б) Биоремедијација

COBISS.SR-ID 220742924

