

ПРОЈЕКАТ: ЗАЈЕДНО ДО ЧИСТОГ ВАЗДУХА



Проф. др Снежана Шербула
БИОМОНИТОРИНГ КВАЛИТЕТА ВАЗДУХА

Prim. dr sci med. Бранислава Матић Савићевић
**УТИЦАЈ ПРИСУСТВА ОЛОВА И АРСЕНА У PM10 И PM2.5
ЧЕСТИЦАМА НА ЗДРАВЉЕ ЉУДИ СА ОСВРТОМ НА РИЗИКЕ
КОЈИМА СУ ИЗЛОЖЕНИ СТАНОВНИЦИ БОРА**

ПРОЈЕКАТ: ЗАЈЕДНО ДО ЧИСТОГ ВАЗДУХА

Проф. др Снежана Шербула
БИОМОНИТОРИНГ КВАЛИТЕТА ВАЗДУХА

Prim. dr sci med. Бранислава Матић Савићевић
УТИЦАЈ ПРИСУСТВА ОЛОВА И АРСЕНА У РМ10 И РМ2.5
ЧЕСТИЦАМА НА ЗДРАВЉЕ ЉУДИ СА ОСВРТОМ НА РИЗИКЕ КОЈИМА
СУ ИЗЛОЖЕНИ СТАНОВНИЦИ БОРА

БОР, ОКТОБАР 2021.

Издавач: Друштво младих истраживача Бор
За Издавача: Драган Ранђеловић

Аутори: Проф. Др Снежана Шербула
Prim. dr sci med. Бранислава Матић Савићевић

Уредник: Топлица Марјановић
Технички уредник: Младен Думитрашковић

Штампа: Предузеће за услуге доо Blue book Бор
Тираж: 400



Проф. др Снежана Шербула
БИОМОНИТОРИНГ КВАЛИТЕТА ВАЗДУХА

САДРЖАЈ

1. УВОД.....	3
2. МОНИТОРИНГ.....	4
3. УТИЦАЈ ЗАГАЂЕЊА ВАЗДУХА НА ВЕГЕТАЦИЈУ.....	5
4. УСВАЈАЊЕ ЕЛЕМЕНАТА ИЗ ВАЗДУХА ОД СТРАНЕ БИЉАКА	7
5. БИОМОНИТОРИНГ.....	9
5.1. Узорковање биљног материјала.....	15
5.2. Припрема узорака биљног материјала за анализу.....	16
5.3. Микроталасно растварање узорака биљног материјала.....	16
5.4. Одређивање концентрација елемената у земљишту и биљном материјалу.....	17
5.5. Биолошки фактори.....	17
5.6. Критеријуми за дефинисање могућности коришћења биљака у фиторемедијацији.....	19
6. ФИТОРЕМЕДИЈАЦИЈА.....	19
7. БИОМОНИТОРИНГ У АГЛОМЕРАЦИЈИ БОР.....	22
8. ЗАКЉУЧАК.....	28
9. ЛИТЕРАТУРА.....	29

1. УВОД

Животна средина је природни оквир живота живих бића, укључујући и људску популацију. **Живот** је облик постојања живих бића. **Биоценоза** (животна заједница) је повезана многоструким везама и интеракцијама: међусобно као и са абиотичким (неживим) факторима. **Природна средина** се може дефинисати као било који простор у коме организми егзистирају без грубе људске интервенције.

Очување животне средине од утицаја загађивача ваздуха огледа се у праћењу и смањењу тих утицаја. Загађен ваздух има директне утицаје на земљиште и воду, а индиректне на човека, животиње и биљке. Заштита од загађивача атмосфере не сме се схватити само као посебан и по себи довољан задатак. Од примарног је значаја постојање разумног односа човека према околној средини, али исто тако и постојање међузависности између заштите природе и рационалног коришћења природних богатстава. Такође треба имати у виду да појам заштите природе не обухвата само заштиту у ужем смислу, већ и обнову деградираних, као и унапређење постојећих екосистема. Заштита природе није значајна само као заштита једног од саставних делова биосфере и њених компонената, већ и ради благостања човечанства у будућности. **Биосфера** је простор у коме се одвијају биолошки процеси. С обзиром на то треба имати у виду сложене проблеме заштите атмосфере, хидросфере и педосфере и понашати се у складу с њима. **Педосфера** – је чврсти површински слој земље за који су везани биљни и животињски организми.

Екосфера је животна средина и чине је: Биосфера (природни елементи животне средине) и Техносфера (радом створени елементи животне средине).

Техносфера се састоји од: насеља (куће, улице, споменици, мостови, итд.), инфраструктуре (водоводи, саобраћајнице, канализација, електроснабдевање, итд.) и индустријских постројења (фабрике, компаније, установе, и тд.).

Први корак у схватању значаја очувања животне средине је јачање свести грађана, тј. информисање јавности о мери загађења и озбиљности последица деловања загађивача на човекову околину, а тиме и на самог човека. Јачање свести о значају заштите животне средине обезбеђује се кроз систем образовања и васпитања, научно-истраживачког и технолошког развоја, усавршавања у процесу рада, јавног информисања и популаризације заштите животне средине. Образовање и васпитање за заштиту животне средине треба да омогући и редефинисање човековог односа према природи и промену његовог понашања: основни услов је поштовање природних законитости.

Светска здравствена организација под појмом **загађеног ваздуха** или **аерозагађење**, подразумева присутност једне или више непожељних

супстанци у концентрацијама које могу бити штетне за човека и његову околину (биљке, животиње, воду, земљиште и материјална добра).

Извори аерозагађења су многобројни и могу бити **природни** (ерупције вулкана, шумски пожари, олује, земљотреси) и **вештачки** изазвани људском непажњом (индустријски, енергетски, транспортни извори и тд.).

Метеорологија је наука о Земљиној атмосфери и променама у њој. Метеорологија проучава промене временских прилика око нас.

Топологија је географски појам који се бави описивањем и проучавањем Земљиних површинских елемената.

Међузависност између извора загађивања и метеорологије и топографије постоји. Ова веза веома је битна за праћење аерозагађивача, као и предвиђање њиховог кретања и депозиције (таложења).

Квалитет ваздуха зависи од присуства загађивача као и њиховог броја у њему. Што су концентрације загађивача у ваздуху веће, квалитет ваздуха је мањи.

У наредном тексту приказани су најчешћи негативни ефекти загађивача ваздуха на главне чиниоце животне средине, као и на човека. Свеобухватно речено **корисник** или **прималац** загађивања је човек, као и живи свет око њега.

Присуство загађујућих супстанци у животној средини утиче на еколошку стабилност, и нарушавање природне равнотеже. Како се у Директиви Европског парламента из 2004/107/ЕС (ЕС, 2004) наводи, арсен, кадмијум, никл као и неки полициклични угљоводоници спадају у људске генотоксичне канцерогене материје за које не постоји минимална концентрација испод које ове супстанце не узрокују негативне ефекте на људско здравље. Зато је пожељан константан мониторинг, процена граница трансмисије, разумевање биогеохемијског циклуса загађујућих материја, а пре свега спречавање њиховог настанка и емисије у животну средину (Kalinović, 2016).

2. МОНИТОРИНГ

Мониторинг животне средине, или континуално праћење стања животне средине, потребно је како би се обезбедио увид у изворе, дистрибуцију и токове загађујућих супстанци кроз биосферу. Мониторинг се врши систематским мерењем, испитивањем и оцењивањем загађења животне средине које обухвата праћење природних фактора, односно промену стања и карактеристика животне средине, укључујући и мониторинг у суседним земљама. Мониторинг обухвата: ваздух, вода, земљиште, шуме, биодиверзитет, флору и фауну, елементи климе, озонски омотач, јонизујуће и нејонизујуће зрачење, бука, отпад, рана најава удеса са праћењем и проценом развоја загађења животне средине, као и преузетих обавеза из међународних уговора. Контролни систем праћења, оцене и прогнозе

промена стања ваздуха спољашње средине означен је као мониторинг систем (Šerbula i Grbavčić, 2011).

Мониторинг може да обавља овлашћена организација ако испуњава услове у погледу кадрова, опреме, простора, акредитације за мерење датог параметра у складу са SRPS ISO/IEC 17025 стандардом и у погледу узорковања, мерења, анализа и поузданости података, у складу са законом ("Službeni glasnik RS", broj 63/13) .

Један од основних услова за управљање квалитетом ваздуха је организовање надзорног и алармног система, који се обично назива „мониторинг“ системом. Њиме се континуално прате природа, извори, квантитет и дисперзија разних сумњивих или проверено штетних материја које се испуштају у ваздух, затим кретање тих материја, њихов ефекат на жива бића уопште, посебно на здравље човека итд. Загађујуће материје за које се врши систематско мерење су: неорганске материје, таложне материје из ваздуха, тешки метали у суспендованим честицама, органске материје и канцерогене материје (Шербула, 2009).

Циљеви мониторинга квалитета ваздуха су: идентификација извора загађења, одређивање експозиције и спровођење оцене утицаја на здравље, контрола поштовања националних и међународних стандарда, информисање јавности о квалитету ваздуха, као и добијање објективних података потребних за управљање квалитетом ваздуха (Шербула, 2009).

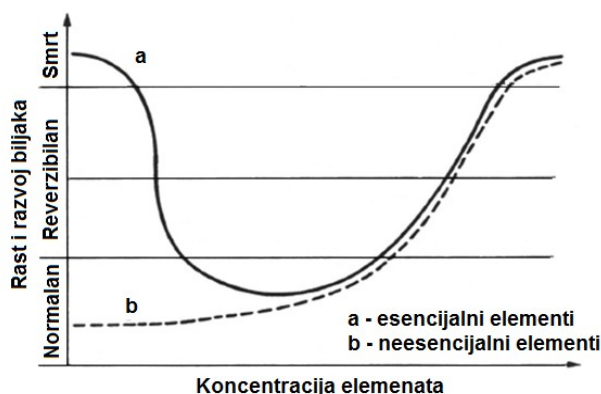
Основни задаци мониторинга квалитета ваздуха су: спровођење континуираних мерења метеоролошких параметара, мерења емисије из најзначајнијих извора, као и мерење имисије загађујућих материја. Такође, овде треба напоменути и повезивање постојећих система мониторинга квалитета ваздуха и метеоролошких параметара у јединствену целину и процену стања квалитета ваздуха узимајући у обзир метеоролошке услове. Ово последње подразумева краткорочне и дугорочне прогнозе, израду препорука у погледу побољшања квалитета ваздуха, као и оцену ефикасности предузетих мера у погледу побољшања квалитета ваздуха (Šerbula i Grbavčić, 2011).

3. УТИЦАЈ ЗАГАЂЕЊА ВАЗДУХА НА ВЕГЕТАЦИЈУ

Есенцијални елементи, као што су Al, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Zn и други, су битни за нормалан развој биљака (Kabata-Pendias, 2011). Међутим, они такође могу имати токсичне ефекте уколико се усвајају у високим концентрацијама. На пример, **микронутријенти** Cu, Fe, Mn i Zn, који нису само конститутивни, већ имају специфичне функцијаме у процесима раста биљака, фотосинтезе и дисања, у превеликим концентрацијама могу бити токсични за биљке. Концентрације у земљишту изнад 20 mg/kg Cu, 50 mg/kg Fe, 300 mg/kg Mn i 400 mg/kg Zn су токсичне за биљке. Са друге стране, ови елементи су значајни за физиологију када су присутни у одговарајућој количини. Уколико снабдевање биљака есенцијалним елементима није

адекватно, њихов раст је абнормално брз или веома успорен, а даљи развој и метаболички циклуси су поремећени. Иако се симптоми дефицита елемената не могу генерализовати, они су карактеристични за појединачне елементе, а најчешће се јавља хлороза (Kabata-Pendias, 2011). Неки елементи као што су нпр. Ag и Au, имају стимулативан ефекат на раст биљака, али се не сматрају есенцијалним (Kalinović, 2019). На слици 1. Дат је приказ реакције биљака у зависности од концентрација есенцијалних и неесенцијалних елемената.

Токсични (неесенцијални) елементи, као што су Pb, Cd, As и др., немају познатих корисних својстава и сматрају се токсичним по биљке чак и у врло ниским концентрацијама. Међутим, процена садржаја токсичних елемената и њиховог утицаја на биљке је врло комплексна јер зависи од бројних фактора. Генерално, биљке су много отпорније на повећане него на недовољне концентрације елемената. Толеранција неких биљака на повећане концентрације елемената у њиховим ткивима али и у медијуму на којем расту ствара ризик за здравље људи и животиња (нпр. Cd је јако токсичан за људе а биљке га лако толеришу). Токсичне концентрације елемената у биљкама је врло тешко успоставити. Видљиви симптоми токсичности варирају за сваку биљну врсту, чак и за појединачну биљку, али најчешћи и најубичајенији симптоми фитотоксичности су хлоротичне или браон тачке по листовима (Kabata-Pendias, 2011).



Слика 1. Понашање биљака услед повећања концентрација есенцијалних и неесенцијалних елемената (Kabata-Pendias, 2011)

У условима загађене животне средине, биљке морају континуално да одржавају физиолошку концентрацију есенцијалних и неесенцијалних елемената на ћелијском нивоу, као и на нивоу ткива и органа. У табели 1 приказане су дефицитарне, нормалне и токсичне концентрације елемената у листовима различитих биљних врста.

Излагање биљака токсичним концентрацијама елемената доприноси бројним изменама у физиолошким и метаболичким процесима. Високе концентрације метала доводе до замене металног кофактора у

металоензимима и инхибиције њихових активности, што доводи до поремећаја у различитим процесима ћелије као што су дисање и фотосинтеза. Поред тога, могу директно или индиректно изазивати оксидативна оштећења ћелијских мембрана и на тај начин нарушити процесе који се у њима одвијају. Осим тога, метали испољавају штетне ефекте и у корену, чиме се смањује способност биљке да усвоји воду и нутријенте. Као резултат токсичног дејства метала јавља се смањење прираста биомасе биљке као једна од уобичајених последица нарушавања нормалних физиолошких и биохемијских процеса ћелије и организма насталог излагањем биљака високим концентрацијама метала. Симптоми токсичности код биљака варирају у зависности од елемената (како есенцијалних, тако и неесенцијалних) и његове концентрације, али су многи симптоми заједнички: губитак зелене боје (Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Se, Tl, Zn); деформитети корена (As, Cd, Cr, Cu, Co, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Ni, Zn); тамно зелени листови (Cu, Fe, Pb); сиво–зелени листови (Ni); мрље браон боје на листовима (As); браон обојене ивице листова (Cd); бели врхови листова (Zn); закржљалост (Cd, Hg, Zn) (Milosavljević, 2021).

Табела 1. Концентрације елемената у листовима биљака
($mg\ kg^{-1}$ суве масе) (Kabata-Pendias, 2011)

Елемент	Дефицитарна	Нормална	Токсична
Al	/	0,1–500	/
Co	/	0,02–1	15–50
Cr	/	0,1–0,5	5–30
Cu	2–5	5–30	20–100
Fe	<50	100–500	>500
Mn	10–30	30–300	400–1000
Ni	/	0,1–5	30–300
Pb	/	5–10	30–300
Zn	10–20	27–150	100–400

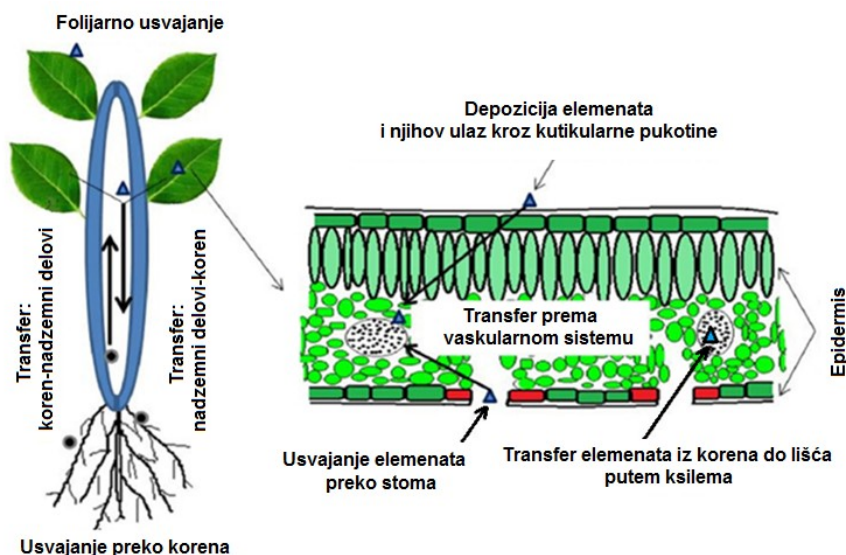
/ није дефинисано.

4. УСВАЈАЊЕ ЕЛЕМЕНАТА ИЗ ВАЗДУХА ОД СТРАНЕ БИЉАКА

Лишће биљака је примарни рецептор загађујућих супстанци из ваздуха у виду гасова и чврстих честица. Задржавањем атмосферског загађења, крошње дрвенастих биљака имају посебну улогу у смањењу количине загађујућих супстанци које су потенцијално штетне за животну средину и људско здравље. Усвајање елемената у лишћу биљака остварује се на различите начине (слика 2.). Елементи могу бити усвојени директно из ваздуха, депозиција и преципитација. Усвајање елемената преко лишћа

биљака, уобичајено се одвија преко стома, кутикуларних пукотина, лентицела, ектодезми (слика 2.), али и преко других делова, као што је нпр. кора. Елементи усвојени путем корена из земљишта, могу бити транслоцирани до лишћа путем проводног ткива ксилема (слика 2.) (Kalinović, 2019).

Количина и усвајање депонованих елемената фолијарним путем у великој мери зависи од бројних фактора, као што су врсте биљака (више или ниже, листопадне или зимзелене), време излагања загађењу, услови околине и размена гасова, хемијски облици апсорбованих елемената, физичко-хемијске и морфолошке карактеристике лишћа и друго. Депозиција и апсорпција метала и других елемената на лишћу биљака значајно варирају зависно од њихових концентрација у атмосферским честицама, преципитација али и од степена ваздушних тубуленција изнад површине земљишта. Процеси оксидације и временски услови повећавају растворљивост многих елемената, а самим тим и биодоступност биљкама. Лишће различитих облика и величина има различиту могућност задржавања загађујућих супстанци. Лишће са длачицама има већу ефикасност задржавања органског и неорганског загађења од лишћа глатких површина. Поред тога, храпавост и интегритет кутикуле утичу на адхезију суспензија на површини лишћа. Мање честице могу ући у унутрашњост лишћа, док већи агрегати остају заробљени на воску који се налази на површини епидермиса лишћа. Усвајање елемената из атмосферских преципитација код нижих биљака код којих је слабо развијен или не постоји слој воштаних кутикула, је релативно брзо, јер ћелијски зид делује као мембрана за размену катјона. Воштане кутикуле, представљају значајну баријеру за процес размене катјона на лишћу виших биљака. Суво таложење крупнијих честица се сматра мање важним за усвајање елемената у поређењу са мокрим таложењем веома финих честица. Део честица уклања испирањем са површине лишћа, док микронске и суб-микронске честице остају у лишћу.



Слика 2. Усвајање елемената у лишћу биљака (Kalinović, 2019)

У индустријским и урбаним срединама атмосферска депозиција има директан утицај на концентрације елемената у надземним деловима биљака. Анализом биљака из загађених области могу се добити информације о усвајању елемената из ваздуха у њиховим различитим деловима али и о стању околине. Средства за заштиту биља и вештачка ђубрива, која у биљке доспевају такође преко лишћа, додатно могу допринети повећању количине токсичних елемената у њима.

Употреба биљних врста као индикатора контаминације животне средине најчешће се односи на способност тих врста да усвоје метале, друге елементе или једињења. Током последње две деценије, све већи број научника бави се истраживањем акумулације елемената у лишћу дрвећа, нарочито у близини индустријских постројења и у урбаним срединама, јер се на лишћу одражава било који негативни утицај из околине.

Узорковање и припрема узорака мора се обављати у складу са циљем истраживања. Биљке или њихови делови који се користе за одређивање загађења у виду депозита морају се анализирати у неопраном стању, али уколико се одређује потенцијална фитотоксичност или доступност елемената биљкама, онда је потребно уклонити депозите са површине биомонитора пре анализе (Kalinović, 2019).

5. БИОМОНИТОРИНГ

Мониторинг квалитета ваздуха помоћу биолошког материјала у употреби је преко једног века. У почетку, биомониторинг се користио само за анализу утицаја SO_2 гаса, као главне загађујуће материје, на биоматеријал. У данашње време, биомониторинг се користи за праћење многобројних

загађујућих материја, јер представља поуздан начин за повезивање загађења ваздуха на великим подручјима са временским и просторним концептима по прихватљивој цени (Šerbula i Grbavčić, 2011). Уопштено, биомониторинг се може дефинисати као употреба биоматеријала у циљу обезбеђивања квалитативних и квантитативних информација о одређеним карактеристикама из биосфере. Релевантне информације могу се прикупити након промене у понашању посматраних организама (састав врсте и/или популације, физиолошке особине, морфологија и сл.) или након промене концентрације одређене супстанце у посматраном биоматеријалу. Суштина овог мониторинга заснива се на чињеници да, жива бића својим присуством, одсуством и понашањем, указују на негативан утицај загађујућих материја. То значи да, иако постоје подаци о емисији и имисији загађујућих материја, треба узети у обзир и њихову концентрацију у биоматеријалу као њихов одговор амбијенталне концентрације.

Појмови као што су биоиндикатор, биомонитор, биоакумулатор, биомаркер, и сл. користе се како би се описали различити приступи и технике које проучавају биолошки одговор на загађење ваздуха. У циљу бољег разумевања биолошких ефеката следе кратка објашњења ових појмова.

Биоиндикатори су биолошке врсте или хемикалије које се користе за праћење квалитета животне околине или екосистема. У зависности од организма који је одабран као биоиндикатор, постоје три врсте индикатора: биљке, животиње, и микроорганизми и хемијски индикатори.

Биљке индикатори су биљке које могу да на основу јасно испољених симптома укажу на присуство одређених загађујућих материја у животној средини. Ови симптоми могу бити прилично специфични и дати квалитативну потврду одређене загађујуће материје. То значи да, биљке индикатори служе за детектовање и идентификовање загађујућих материја. Загађујуће материје могуће је одредити и квантитативно, како би се пратио интензитет загађења. Присуство или одсуство одређене биљне врсте, као и поремећаји у њеном вегетационом периоду могу доказати промене у саставу ваздуха. Лишајеви који расту на стенама и стаблима дрвећа су врло осетљиви организми на промене квалитета ваздуха. Ишчезавање ових организама у шумама може указати на високе концентрације једињења сумпора (нпр. сумпор-диоксида) и азота у ваздуху. Примена маховине као биоиндикатора оправдана је из бројних разлога: маховине немају коренов систем, што значи да минералне потребе надокнађују из ваздуха а не из земљишта; њихова морфологија не варира сезонски, па се акумулација загађујућих материја одвија преко целе године; имају дуг животни век и могу да се користе у дугорочним испитивањима атмосферске депозиције; имају велики однос површине према запремини, који им омогућује акумулацију значајних количина загађујућих материја; задржавају и концентришу тешке метале; и на крају, лако се узоркују и представљају ефикасан и јефтин метод мониторинга животне средине. Одређивањем концентрације елемената из

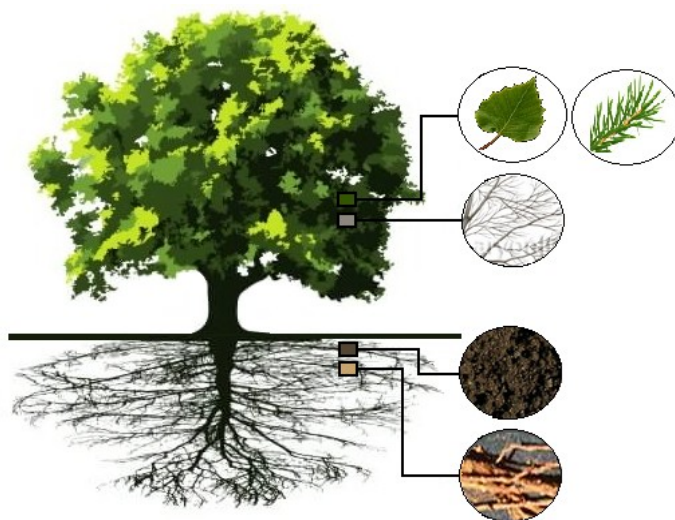
узорака маховине, које директно зависе од њихове концентрације у ваздуху, прецизно се могу добити информације о месту испуштања загађујућих материја и начину транспорта. Маховине се најчешће користе за биомониторинг тешких метала из атмосфере.

Карактеристични биолошки материјали су делови биљке: лист, стабло, корен, цвет или плод (слика 3.). Ради потпуније анализе узимају се и узорци земљишта.

Повећање или смањење популације одређене животињске врсте, која се користи као индикатор, такође може указивати на присуство одређених загађивача у ваздуху. Загађивачи из ваздуха испољавају негативне ефекте на биљке које представљају главни извор хране многим животињама и тако индиректно утичу на здравље, а тиме и на опстанак одређене животињске врсте (Šerbula i Grbavčić, 2011).

Микроорганизми се углавном користе као индикатори нивоа загађености сувоземних и водених екосистема.

На основу неколико критеријума, биоиндикатори се деле на пасивне и активне.



Слика 3. Карактеристични делови биљке за биомониторинг

Пасивни биоиндикатори су биљке које су већ присутне на месту испитивања. Употребљавају се када треба покрити широку област за испитивање. Пошто се већ налазе на свом природном станишту, не треба их посебно одржавати. На резултате пасивног биомониторинга (ин ситу) утичу параметри који су везани за хетерогеност услова: квалитет и састав земљишта, климатски услови, сезонске промене, генетска варијабилност биљне врсте, просторна дистрибуција биљне врсте, и тд. Као пасивни биоиндикатори најчешће се користи зимзелено (бор, смрека) и листопадно дрвеће (бреза, храст), лишажјеви и маховина. Међутим, мана пасивног

биомониторинга је што се сви процеси одвијају у исто време и немогуће је одвојити их и посматрати појединачно.

Активни биоиндикатори су биљке намерно унешене на место испитивања из предходно чисте, незагађене средине. Излагање биолошког материјала специфичним загађујућим материјама омогућава неспутаност од бројних ограничења која постоје код пасивног биомониторинга. Њихова главна предност је то што омогућују прикупљање података са подручја у којима је вегетација осетљива на загађење. Активни биомониторинг (ex situ) може бити подељен на трансплатацију биљака и на методу контролисаног излагања биљака у комори.

Биоаккумулятори су биљке које лако усвајају специфичне загађујуће материје из животне средине. Оне су мање или више толерантне на присуство загађујућих материја и зато имају способност акумулације истих. Присуство и концентрација загађујућих материја у биљном материјалу може се одредити физичко-хемијским методама након одређеног времена акумулације. Овим методама квантитативно се одређује укупна количина загађујуће материје.

Понекад исте биљне врсте могу се понашати и као индикатори и акумулатори загађења, али се најчешће разликује њихова корисност, нпр. добар индикатор може бити лош акумулатор и обрнуто. Више биљке могу послужити и као индикатори и акумулатори загађења из ваздуха у циљу детекције, препознавања и мониторинга загађења.

Биомаркери су организми који испољавају биохемијске, ћелијске, физиолошке, промене у ткиву или целом организму, промене у понашању и сл. Биомаркери омогућују доказ изложености загађујућим материјама, а у одређеним случајевима могу указивати и на токсичан ефекат.

У медицини, биомаркери су индикатори посебног болесног стања или посебног стања у организму. Они оцењују објективно мерљиве параметре који процењују одступање од нормалног биолошког процеса. У животној средини биомаркери су многоструки биомолекулски записи или сигнали, који када се испитују целокупно, оцењују јединствену слику молекуларне промене у организму и идентификују изложеност или реакцију молекула на загађиваче животне средине. Значи да биомаркери употпуњују слику загађености животне средине заједно са квантитативним одређивањима концентрације загађивача у испитиваној области.

Биљне врсте које се користе у биомониторингу деле се у две категорије: осетљиве биљне врсте код којих је видљиво оштећење настало загађењем и толерантне (резистентне) биљне врсте које акумулирају загађујуће материје. Такође, пожељно је наћи осетљиву и резистентну врсту на загађење на подручју које се испитује. На слици 4. приказан је лист брезе узоркован у незагађеној области (лево) и у загађеној области (десно).



Слика 4. Лист брезе узоркован у руралној – незагађеној области (лево) и у индустријској – загађеној области (десно)

Биолошки мониторинг може да се спроведе, као што је наведено, употребом биоматеријала људског и животињског порекла. Код људи и животиња врши се врши испитивање крви, урина, издахнутог ваздуха, а понекад се концентрације загађујућих материја одређују у коси, ноктима, столицама и пљувачки. Од значаја је што се при биолошком мониторингу прати унутрашња концентрација токсичног агенса, са свим факторима утицаја целокупне експозиције, укључујући дисајни капацитет, физички напор и постојеће здравствено стање, односно свих оних фактора који нису приступачни при амбијеталном мониторингу ваздуха.

Веома је тешко, често чак и немогуће одредити степен спољне експозиције, тј. време излагања поједине биолошке јединке штетном загађивачу. Још је теже одредити ефективну дозу тј. укупну количину супстанци која доспева у организам у јединици времена у одређеном временском периоду. Она се може најнепосредније проценити биолошким тестовима тј. директним мерењем концентрације токсичних супстанци у биолошким узорцима експонованих особа, на пример у мокраћи. Предност биолошких тестова над тестовима спољне експозиције је у томе што они одређују много већу процену опасности по здравље људи јер узимају у обзир и индивидуалне карактеристике у ресорпцији, расподели и задржавању токсичних супстанци у организму као и друге индивидуалне факторе (узраст, телесну тежину, интензитет физичког напора, претходну експозицију и тд). Од биолошких тестова се очекује да дефинишу допуштене границе за професионалну и еколошку експозицију штетним материјама у радној и животној средини (Šerbula i Grbavčić, 2011).

Биомониторинг представља методу за праћење и утврђивање загађења животне средине користећи био-материјале и живе организме тј. биомониторе као што су биљке, животиње, људи итд. У односу на конвенционалне методе мониторинга, биомониторингом се одређују и утицаји загађујућих супстанци на живи свет. Током спровођења и анализа

резултата биомониторинга било ког животног ресурса, неопходно је анализирати утицаје и интеракције земљишта, воде, ваздуха и биомонитора. Биомониторинг је јефтина и погодна алтернативна метода традиционалном мониторингу, иако је његова главна мана недостатак стандардних процедура. (Kalinović, 2016).

Биомонитори акумулирају загађујуће материје у својим ткивима, због чега се поистовећују са концентраторима анализата или узоркивачима. Фолијарни делови (листови) се уклапају у општу дефиницију за пасивне узоркиваче у животној средини. Пасивно узорковање се заснива на слободном протоку молекула анализата од узоркованог медијума (нпр. ваздух) до медијума узоркивача (нпр. биљка), што је последица разлике у хемијском потенцијалу анализата између два медијума. Загађујуће материје се крећу ка лишћу, под дејством једне или комбинацијом више погонских сила (разлике у концентрацијама, притиску, температури итд.). Иглице четинара или лишће листопадног дрвећа могу пружити информације о загађењу животне средине за неко одређено време излагања. Ипак, фолијарни делови су непогодни за мониторинг краткорочних варијација концентрација загађујућих материја, осим од неколико месеци. Иглице бора могу дати информације о загађењу током временског периода не дужег од 5-6 година. Међутим, зимзелено дрвеће има нижу метаболичку активност и мање брзине транспирације у односу на листопадно дрвеће, што у великој мери утиче на интезитет акумулације нутријената и токсичних елемената (Kalinović, 2016).

Физичко-хемијским анализама биомонитора одређују се присуство и концентрације загађујућих супстанци, али и евентуалне промене у физиолошким функцијама као одговор на промене у животној средини. Биомонитори требају бити репрезентативни за одређени екосистем или регион, и морају имати широку географску распрострањеност. Како би се постигла репрезентативност узорка, треба постојати могућност узорковања велике количине материјала. Биомонитор мора имати високу толерантност како би се избегло његово изумирање чак и при малим дозама загађујућих материја. Биомонитор се мора одликовати стабилношћу популације што би омогућило понављање узорковања, а то је неопходно за дугорочни мониторинг. Најбитније је ипак постојање корелација између концентрација загађујућих материја у биомонитору и средини чији се квалитет прати (Serbula i sar., 2013). Традиционални мониторинг је скуп а понекад и неизводљив зато што су концентрације загађујућих материја у неким случајевима испод граница детекције уређаја. Биомонитори акумулирају загађујуће материје током дужег периода тако да се проблем ниских граница детекције на тај начин превазилази.

Истраживања из области биомониторинга употребом биљака требају се спроводити према дефинисаним критеријумима за избор места узорковања, и избор биљних врста. Ови критеријуми за дефинисање избора места узорковања се односе на удаљеност од извора загађења, положај у односу на правац ветра који наноси загађујуће материје из правца извора загађења,

присуство свих биљних врста које се желе користити у сврхе биомониторинга итд.

Критеријуми према којима се бирају биљне врсте, зависе од годишњег доба током којег се загађење прати (зимзелено или листопадно дрвеће), присуства одређене биљне врсте на свим местима где се загађење прати, количине биомасе и осталих физичких и физиолошких особина јединки. Препоручује се узорковање од три до пет јединки исте врсте са истог места, доброг изгледа, исте старости, висине итд. Уколико нека биљка расте у условима загађеног земљишта и ваздуха, потребно је узорковање како надземних тако и подземних делова, али и земљишта, да би се стекао прави увид у дистрибуцију загађујућих материја у животној средини. За оцену загађености ваздуха најчешће се користе лишће/иглице, кора и стабло биљака. Корен је адекватан за испитивање транслокације одређених елемената из земљишта до надземних делова биљака, што је значајно у истраживањима из области фиторемедијације.

Симултано спровођење биомониторинга и конвенционалног мониторинга загађења ваздуха је пожељно. Ослањање на резултате конвенционалних метода мониторинга загађења је правилан приступ, посебно ако се по први пут испитује способност неке биљне врсте за погодност коришћења у биомониторингу.

Биомониторинг има битну улогу у оцени могућности доспевања загађујућих супстанци у људски организам, зато што загађујуће супстанце које се депонују на надземним деловима биљака и/или директно улазе у стому лишћа, углавном имају способност депоновања у респираторни тракт човека (Kalinović, 2016).

Дрвенасте биљне врсте, посебно њихови надземни делови, представља реалне индикаторе загађења животне средине и најчешће се користе у биомониторингу, зато што акумулирају велики опсег доминантних загађујућих материја из ваздуха, имају велику распрострањеност, велику биомасу и спадају у вишегодишње биљке, што омогућава понављање узорковања биљног материјала. У случају упоређивања способности биљних врста за коришћење у биомониторингу, врло је важно узорковање фолијарних делова исте старости. Ако се пореди листопадно са зимзеленим дрвећем, узорковане иглице требају бити исте старости као и лишће. Веродостојни резултати биомониторинга, добијају се применом бројних критеријума везаних за квалитет, где спадају сви ступњевии од планирања до узорковања и анализа, преко интерпретације резултата.

5.1. Узорковање биљног материјала

Биљне врсте које се користе у сврхе истраживања био-мониторинга, бирају се за узорковање на основу више критеријума. Пре свега, одабране биљне врсте треба да буду широко распрострање на испитиваном подручју. Вишегодишње и једногодишње биљне врсте су и успевају у различитим

животним условима, на основу чега се може разматрати дугогодишње антропогено загађење. Један од важнијих критеријума је што се неке биљне врсте користе за људску исхрану и у медицинске сврхе, због чега би употреба загађених биљака довела до увођења токсичних елемената у ланац исхране.

5.2. Припрема узорка биљног материјала за анализу

Припрема узорка биљног материјала за физичко-хемијске анализе обавља се у хемијској лабораторији. Композитни узорци лишћа су на самом почетку подељени на два дела. Један део лишћа се опере дестилованом водом у трајању од око 1 минута (узорак опраног лишћа), док је други део остао неопран (узорак неопраног лишћа). На овај начин је омогућено одређивање разлике концентрација елемената у неопраном и опраном лишћу, и из те разлике се добија депоноване супстанце на површини листа. Композитни узорци корена се очисте ради уклањања честица земљишта и нечистоћа, након чега су детаљно оперу дестилованом водом. Узорци плодова, грана, лишћа, корена и коре се суше више од 30 дана на ваздуху, на собној температури.

Даља припрема биљног материјала обухвата уситњавање и млевење у млину са сечивом од нерђајућег челика. Млин се чисти четкицом и брише алкохолем након сваког узорка, како би се избегла контаминација. Шаховском методом прави се репрезентативни узорак масе од око 300 g, који се до финог праха (величине честица 100 μm) самлевен у вибрационом млину са прстеновима. Припремљени узорци су до растварања били складиштени у означеним папирним кесама.

5.3. Микроталасно растварање узорка биљног материјала

Микроталасно растварање узорка биљног материјала обавља се у акредитованој лабораторији за хемијска испитивања. Растварање узорка се врши према методи 3050Б Америчке агенције за заштиту животне средине (U.S. EPA, 1996).

Растварање узорка земљишта врши се у контролисаним условима, на 180°C. Узорци земљишта, масе 0,25 g растварају се у 13 cm^3 царске воде, за чију је припрему коришћена смеша HNO_3 (65%, р.а.) и HCl (36%, р.а.) запреминског односа 1:3.

Растварање узорка биљног материјала врши се у микроталасној пећници, у контролисаним условима, на 180°C. Узорци биљног материјала, масе 0,5 g растварни су у 10 cm^3 HNO_3 (65%, р.а.) и 2 cm^3 H_2O_2 (30%, р.а.).

Охлађени растворени узорци биљног материјала се преносе у нормалне судове запремине 50 cm^3 , након чега су комплетирани ултрачистом дестилованом водом.

5.4. Одређивање концентрација елемената у земљишту и биљном материјалу

Хемијска анализа узоркованог биљног материјала обавља се у акредитованој лабораторији за хемијска испитивања. Концентрације Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn итд., у узорцима биљног материјала одређују се на атомском емисионом спектрометру са индуковано спрегнутом плазмом (Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy, ICP–AES). Прецизност добијених концентрација анализираних елемената проверава се помоћу следеће пробе, као и 3 техничка реплика за сваки узорак, при чему одступања у добијеним концентрацијама нису била већа од 10% (Kalinović, 2019). Концентрације одређиваних елемената дате су у $\mu\text{g/g}$ суве масе.

5.5. Биолошки фактори

Мобилност елемената у земљишту и деловима биљака је важно познавати ради бољег разумевања акумулационих и транслокационих процеса који се одвијају у биљкама.

Фактор обогаћења (enl. Enrichment Factor, EF) земљишта и биљног материјала, указује на антропогено порекло елемената и степен њихове контаминације. Обогаћење се дешава када се загађујуће супстанце не разграђују брзо, што резултира њиховим накупљањем у земљишту или биљци. Фактор обогаћења земљишта и биљног материјала се израчунава према једначини (1):

$$EF = \frac{C}{C_k} \quad (1)$$

где су:

C - концентрација елемента у земљишту или делу биљке ($\mu\text{g/g}$), са одређеног места узорковања;

C_k - концентрација елемента у земљишту или делу биљке ($\mu\text{g/g}$), из контролне зоне.

На основу вредности фактора обогаћења, постоји пет категорија на основу којих се може утврдити степен контаминације земљишта:

- ✓ $EF < 2$: нема обогаћења или минимално обогаћење;
- ✓ $2 \leq EF < 5$: умерено обогаћење;
- ✓ $5 \leq EF < 20$: значајно обогаћење;
- ✓ $20 \leq EF < 40$: веома високо обогаћење;
- ✓ $EF > 40$: екстремно високо обогаћење.

Такође, када је вредност $EF > 2$, сматра се да долази до обогаћења биљног материјала испитиваним елементима.

Биоконцентрациони фактор (engl. *Bioconcentration Factor*, BCF), указује на способност биљака да акумулирају елементе из земљишта преко корена. На основу једначине (2) може се израчунати вредност BCF:

$$BCF = \frac{C_{\text{koren}}}{C_{\text{zemljište}}} \quad (2)$$

где су:

C_{koren} - концентрација елемента у корену биљке ($\mu\text{g/g}$);

$C_{\text{zemljište}}$ - концентрација елемента у земљишту ($\mu\text{g/g}$).

Уколико је вредност $BCF > 1$, сматра се да долази до акумулације елемената из земљишта у корену.

Транслокациони фактор (engl. *Translocation Factor*, TF) указује на способност биљака да транслоцирају елементе из корена до надземних делова (лишћа). Вредности TF се рачунају према једначини:

$$TF = \frac{C_{\text{list}}}{C_{\text{koren}}} \quad (3)$$

где су:

C_{list} - концентрација елемента у лишћу (или надземном делу биљке) ($\mu\text{g/g}$);

C_{koren} - концентрација елемента у корену ($\mu\text{g/g}$).

Транслокација елемената из корена до надземних делова биљке се сматра ефикасном када је $TF > 1$

Транслокациони индекс (engl. *Translocation Index* $R_{l/b}$) представља однос концентрација одређеног елемента у листу или иглицама и концентрације у гранама, према једначини (4):

$$R_{l/b} = \frac{C_{\text{list}}}{C_{\text{grana}}} \quad (4)$$

$R_{l/b} > 1$ значи успешну транслокацију из грана у лишће. Овај индекс је значајан показатељ директне акумулације атмосферског таложења. У тим једначинама $C_{\text{zemljište}}$, C_{koren} , C_{grana} , $C_{\text{list/iglice}}$ представља концентрације ($\mu\text{g/g}$) одређеног елемента у тлу, корену, грани и лист или иглице (Serbula i sar., 2013).

5.6. Критеријуми за дефинисање могућности коришћења биљака у фиторемедијацији

Биљке које имају способност усвајања великих количина елемената (као што су хиперакумулатори), често су погодне за примену у некој методи

фиторемедијације (Kabata-Pendias, 2011). На основу вредности биолошких фактора може се претпоставити да ли је биљка погодна за фитоекстракцију или фитостабилизацију.

Процес фитоекстракције захтева ефикасну транслокацију елемената до делова биљке који се лако уклањају, као што су изданци или надземни делови. Биљке код којих су вредности био-концентрационог (BCF) и транслокационог (TF) фактора веће од јединице ($BCF > 1$ и $TF > 1$) за одређени елемент, могу се потенцијално користити за његову фитоекстракцију из земљишта.

Способност биљака да редукују транслокацију елемената из корена до надземних делова, чини их погодним за примену у фитостабилизацији загађених површина, као што су рударска јаловишта. Биљке код којих је $BCF > 1$, а $TF < 1$ могу бити погодне за потенцијалну употребу у фитостабилизацији (Kalinović, 2019).

6. ФИТОРЕМЕДИЈАЦИЈА

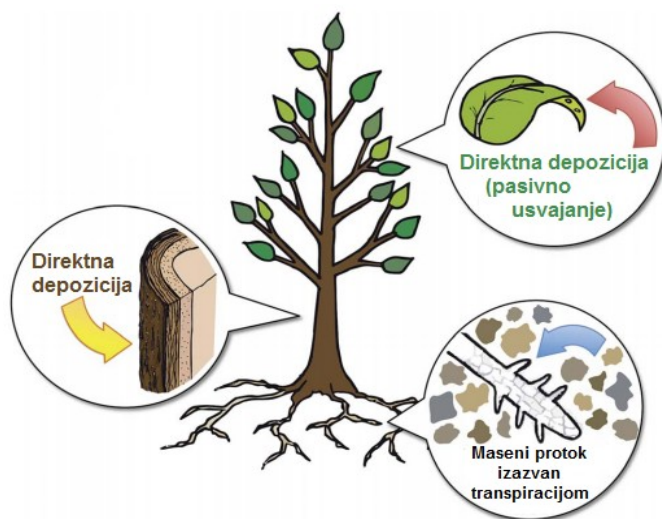
Биљке су преко својих надземних делова у сталној интеракцији са загађујућим супстанцама у ваздуху, али и преко корена са загађујућим супстанцама у земљишту. Способност биљака да усвајају метале и металоиде из земљишта, осим што обезбеђује функционисање основних метаболичких функција, у посебним условима омогућује и њихову употребу у фиторемедијацији. Фиторемедијација се може сагледавати са више аспеката, а главне технике фиторемедијације су фитоекстракција и фитостабилизација. Фитоекстракција се заснива на смањењу концентрација или потпуном уклањању одређених метала и металоида из земљишта, апсорпцијом у биљкама. Фитостабилизацијом се уз помоћ биљака специфичне супстанце у земљишту имобилишу, чиме се онемогућује њихова даља дистрибуција у остале компоненте животне средине. Главну улогу у фитоекстракцији имају биљке хиперакумулатори, а у фитостабилизацији биљке ексклузери. Током испитивања фиторемедијације неопходно је разумевање механизма апсорпције, транслокације и акумулације метала и металоида у биљкама, а то се може постићи једино интердисциплинарним приступом проблематици. Више биљке су у контакту са земљиштем и водом преко корена, а са ваздухом преко лишћа, грана и стабла, и у већини случајева је тешко разликовати количину елемената усвојених из земљишта и из ваздуха. Оно што се са сигурношћу може тврдити је да вишегодишње биљке рефлектују кумулативне ефекте загађења целокупне животне средине. Познавање основних принципа из области усвајања супстанци из земљишта и ваздуха од стране биљака је пожељно за потпуно објашњење кружења материје. Како је соларна енергија покретачка снага за функционисање и опстанак биљног света, биомониторинг и фиторемедијација могу се сврстати у „зелене

технологије“, при чему биљни материјал представља еколошки безбедне и економски исплативе ресурсе (Kalinović, 2016).

Биљке, као што је дрвеће, истовремено усвајају материје из ваздуха, воде и супстрата у коме расту (слика 5.), што их чини врло погодним за испитивања у сврху мониторинга животне средине (Radojević, 2017).

Загађујуће супстанце које потичу из ваздуха, као што су на пример аеросоли, испарљива органска једињења и суспендоване честице, биљке могу пасивним механизмом усвојити преко фолијарних делова током респирације и размене гасова путем стома, или директно бити депоноване на надземне делове биљака, укључујући гране и кору. Метали растворни у води, јонске врсте, пестициди из земљишног раствора, итд., могу бити активно усвојени из земљишта преко кореновог система биљака процесима транспирације (Radojević, 2017).

У циљу унапређења постојећих метода биомониторинга, неопходно је размотрити параметре као што су: токсичност загађујуће супстанце према самом биомонитору/биоиндикатору, биохемијску деградацију загађујуће супстанце, способност акумулације код различитих биљних врста, приступ биомониторима из средина које нису изложене испитиваној загађујућој супстанци (контролни узорци), као и униформност приликом узимања узорака за анализу (која укључује време узорковања/сезону, старост биомонитора и сл.).



Слика 5. Шематски приказ путева усвајања загађујућих супстанци из окружења од стране дрвенатих биљака (Radojević, 2017)

Регулативе и закони који уређују прописе везане за дозвољену концентрацију суспендованих честица (PM) у ваздуху радне и животне средине вођени су пре свега њиховим штетним утицајем по људско здравље, затим према утицају на видљивост и на крају према штетном утицају који испољавају по различите екосистеме. Иако су прва два аспекта неоспорно

важна, најмања пажња посвећује се трећем критеријуму. Штетан утицај РМ на вегетативни омотач (почев од индивидуалних организама, преко популације, заједнице и на крају екосистема) може имати индиректно велики утицај на људе, јер може доћи до значајних промена природних процеса у биљкама. Процеси фотосинтезе, транспирације, кружења нутријената, кружења воде, производње биомасе, стабилизације земљишта, расподеле угљеника и сл., могу бити значајно нарушени у условима загађеног супстрата (преко кореновог система биљака) и/или у условима повећаног аерозагађења (преко фолијарних делова биљака) (Radojević, 2017).

РМ представљају хетерогену мешавину честица које се разликују по величини, пореклу и хемијском саставу. Хетерогеност постоји на нивоу: сваке појединачне честице, одређеног места узорковања и различитих извора емитовања, због чега се РМ не могу дефинисати према извору, саставу и структури већ само према величини фракције. Према Америчкој Агенцији за заштиту животне средине (U.S. EPA), дефинисана су два опсега честица: fine честице пречника 0–2,5 μm (PM_{2,5}) и грубе честице пречника 2,5–10 μm (PM_{2,5–10}) (U.S. EPA, NAAQS). Важећи правилник у Републици Србији ("Службени гласник РС", број 63/13) усклађен је са наведеним U.S. EPA категоријама. Такође, честице пречника > 100 μm дефинисане су као укупне таложне материје (TSP). Категоризација према величини честице неопходна је са аспекта штетног утицаја који испољавају честице најмањег пречника, јер код људи могу инхалацијом доспети у бронхије и алвеоли, док код биљака, преко стома, могу ући у ткива. Састав РМ често је условљен величином честица, па тако постоје подаци који указују да се сумпор и азот, VOCs, испарљиви метали и продукти непотпуног сагоревања концентришу у финој фракцији, док катјони метала и металоида, Fe, Si, Al, полен, pepeo концентришу у грубој фракцији суспендованих честица. Након емитовања у атмосферу, РМ реагују са другим загађујућим супстанцама и озоном и подлежу променама под утицајем влажности ваздуха и атмосферских преципитација мењајући састав и величину. Начин на који ће атмосферске честице бити депоноване на површину земље и вегетације, зависи од бројних фактора.

Мокра депозиција гасова и честица одвија се путем атмосферских преципитација, и у највећој мери зависи од просека локалних годишњих падавина и топографије терена. Особине површине честица у мањој мери утичу на мокру депозицију.

Сува депозиција је знатно спорија, ефекат је континуалан и врло тешко је одредити удео суве у односу на укупну депозицију, за разлику од мокре депозиције. Стабилност атмосферских услова, храпавост површине и пречник честица само су неки од фактора који имају преовлађујући утицај на процес суве депозиције. За честице на субмикронском нивоу, локални метеоролошки услови (нарочито турбуленција ваздуха), готово потпуно утичу на депозицију. Један од могућих начина одређивања количине суве депозиције у вегетативним екосистемима је спирањем са фолијарних делова.

Особине површине листа (квашљивост, храпавост, итд.) у значајној мери утичу на количину и задржавање депованих честица, било сувом или мокром депозицијом. Падавинама се истовремено, претходно депоноване материје сувом депозицијом, спирају и/или растварају на површини лишћа и премештају на ниже гране крошње и земљиште. У циљу прикупљања поузданих података о количини мокре депозиције употреба вештачких материјала није препоручљива јер не могу опонашати особине природних површина (Radojević, 2017).

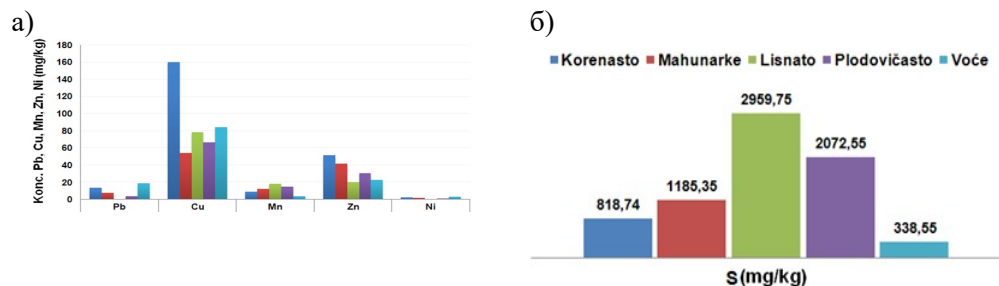
Биљке имају велику улогу у миграцији загађујућих супстанци у атмосфери (укључујући SO₂, метале и металоиде), нарочито у урбаним и индустријским областима, где је могуће побољшати квалитет ваздуха употребом биљака. Уклањање загађујућих супстанци из атмосфере врши се процесима респирације и фотосинтезе, усвајањем CO₂ (и симулатним усвајањем SO₂, NO_x, компонената смога и гасова који изазивају ефекат “стаклене баште”) путем стома. Према неким подацима, дрвеће може смањити годишњу емисију CO₂ за 2–3%. Такође, концентрација аероседимената и аеросола се смањује задржавањем на фолијарним деловима. Дрвенасте биљне врсте могу користити као природна баријера загађења из урбаног окружења, јер су утврдили да су fine честице аероседимената (пречника < 2 μm), на површини лишћа, биле заступљене са 50–60% у укупној маси честица. Подобност биљака као индикатора аерозагађења зависи од њихове осетљивости према аерозагађењу. Како би се обезбедила квантитативна процена неке загађујуће супстанце потребно је утврдити и дефинисати везу између дозе и одговора, што представља један од најважнијих задатака употребе биолошког материјала у сврхе мониторинга и индикације загађења. Међутим, не постоји универзални биоиндикатор који има способност да рефлектује антропогени утицај на животну средину у односу 1:1 (Radojević, 2017).

7. БИОМОНИТОРИНГ У АГЛОМЕРАЦИЈИ БОР

Биљке су добри показатељи стања амбијенталног ваздуха, као и стања земљишта у коме расту. Они преузимају загађиваче из ваздуха, па њихов хемијски састав може бити добар показатељ за препознавање нивоа загађења на одређеном подручју. Биљке имају различите тенденције усвајања елемената из воде ваздуха и земљишта. Неки од њих имају велики капацитет акумулације, неки их само назначују, а други готово да не акумулирају одређене елементе, што највише зависи од биљне врсте и биолошких фактора. Расположивост токсичних елемената у РМ честицама у ваздуху, има велики утицај на контаминацију биљака путем листа. Фолијарна исхрана је такође значајна, као извор следећих елемената: Fe, Mn, Zn и Cu (Serbula i sar., 2011).

Утицај рударско-металуршке производње бакра на концентрацију тешких метала и сумпора приказано је на слици 6. Коренасто поврће које се

узгајаје на подручју Бора коришћено је за анализу тешких метала. Узорковано је коренасто поврће, које је јестиво, од кромпира, шаргарепе, пашканата, бораније, краставца, парадајза и купуса. Узорци воћа били су јабука, крушка, кајсија и бресква.



Слика 6. Упоредни приказ средњих вредности: а) Pb, Cu, Mn, Zn, Ni; б) сумпор у гомољу/корену, махунаркама, лиснатом поврћу и воћу

Као што приказује слика 6а, концентрација олова била је највећа у воћу и коренастом и кртоластом поврћу. Бакар углавном усваја гомоље/кртоле поврће, затим воће и лиснато поврће. Средње вредности мангана и никла биле су ниске у поређењу са багром и сумпором. Манган се углавном акумулира у лиснатом поврћу, а никал у воћу. Садржај цинка био је највећи у гомоље/кртоле поврће и махунаркама, а најмањи у лиснатом (слика 6а). Сумпор (слика 6б) се највише акумулирао у лиснатом поврћу.

Опадајући скупови концентрација анализираних елемената у испитиваним узорцима поврћа и воћа су следећи:

Гомољасто - кортоласто поврће	$S > Cu > Zn > Pb > Mn > Ni$
Махунарке	$S > Cu > Zn > Mn > Pb > Ni$
Лиснато – (зелена салата)	$S > Cu > Zn > Mn > Pb > Ni$
Плодовићасто (парадајз и краставац)	$S > Cu > Zn > Mn > Pb > Ni$
Воће	$S > Cu > Zn > Pb > Mn > Ni$

Из скупова падајућих концентрација може се закључити да у свим испитиваним узорцима постоји највећа количина сумпора, бакра и цинка. Осим у индустрији, сви ови елементи у околини могу се појавити из вештачких ђубрива и пестицида, у чију су структуру укључени. Међутим, тако високе концентрације сумпора, последица су близине рударско-металуршког комплекса (Serbula i sar., 2011).

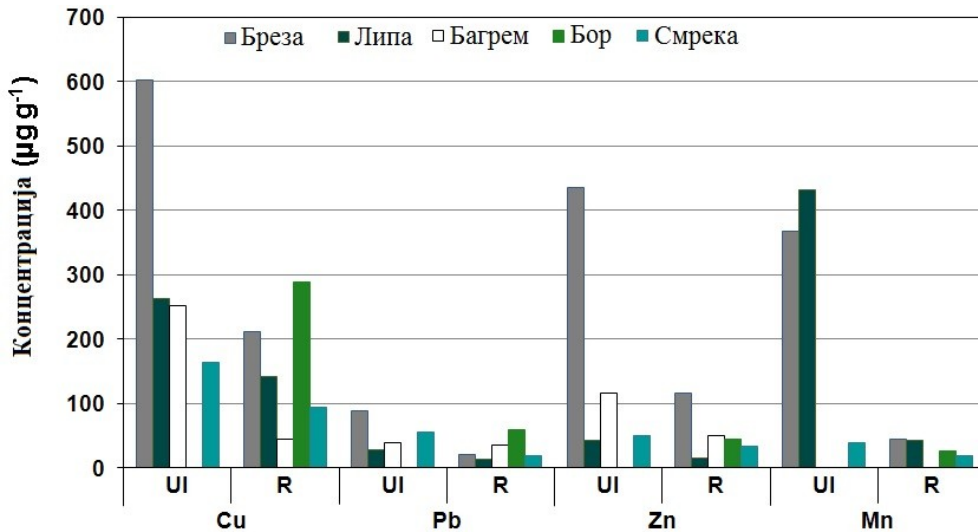
У поређењу са резултатима других аутора у свету, може се закључити да воће и поврће пореклом из наших крајева садржи високе концентрације појединих елемената, посебно бакра и сумпора.

Осим воћа и поврћа, биоакумулација тешких метала испитана је у листу или иглицама пет дрвенастих биљака које расту на територији Бора (источна Србија). Концентрације Cu, Pb, Zn и Mn у лишћу / иглицама брезе,

липе, багрема, бора и смрче у урбано-индустријској (UI) и руралној зони (R) приказане су на слици 7.

Испитиване биљне врсте усвајају тешке метале (Cu, Pb, Zn и Mn) из загађене околине. У урбано-индустријској зони највеће концентрације Cu и Pb биле су у лишћу брезе, док су концентрације ових елемената у руралној зони највеће у боровим иглицама. У урбано-индустријској зони највећи садржај Zn и Mn био је у лишћу липе, а у руралној зони у лишћу брезе. Игле смреке садржале су најмању концентрацију Zn и Mn у урбано-индустријској зони. Све концентрације Cu, Pb, Zn и Mn у испитиваним биљним врстама биле су веће у урбано-индустријској зони него у руралној, што указује на то да рударско-металуршки комплекс има утицај на садржај Cu, Pb, Zn и Mn у бреси, липи, багрему, бору и смреки. Концентрације Mn у липи у зони UI биле су десет пута веће него у R зони. Листови брезе у зони UI садржали су око осам пута више мангана него у зони R. Листови багрема у зони UI садржали су око пет пута више бакра него у зони R. Поређењем концентрација утврђено је да фолијарни делови пет биљних врста у две испитиване зоне садрже највише Cu, Zn и Pb (Serbula i sar., 2011).

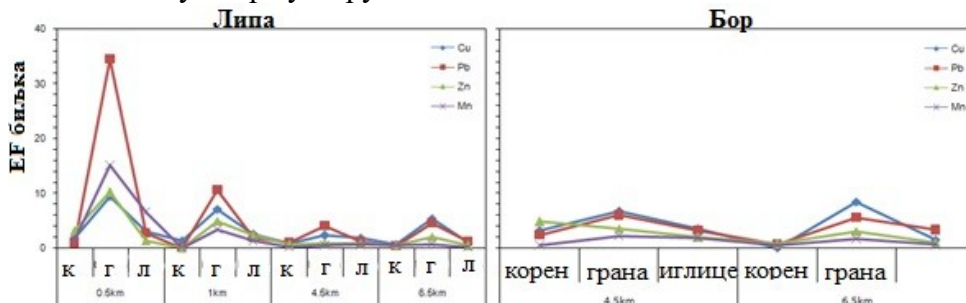
За токсичне концентрације бакра у иглицама бора и смреке дате су вредности $>10 \mu\text{g g}^{-1}$ и $>7 \mu\text{g g}^{-1}$ суве тежине. У нашем раду концентрације Cu су прекорачене на десетине пута. Концентрације Pb у иглицама бора у зони UI и R прелазе вредност ризика од $10 \mu\text{g g}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 2011). На основу добијених резултата, иглице смреке узорковане у Бору и околини садрже вишак олова. Концентрације олова са испитиване површине агломерације Бор у иглицама бора је токсична и износи $561 \mu\text{g g}^{-1}$. Концентрације цинка у иглицама бора не прелазе токсичне вредности. Иглице смреке са територије истраживања садрже цинк у оптималним количинама. Концентрације мангана у иглицама бора налазе се у распону који је као дефицитарни ($\leq 20 \mu\text{g g}^{-1}$ суве масе) навео Kabata-Pendias, 2011. Иглице смреке са територије истраживања садрже цинк у оптималним количинама. Концентрације Mn у боровим иглицама налазе се у распону који је као дефицит дао ($\leq 20 \mu\text{g/g}$) (Serbula i sar., 2013).



Слика 7. Концентрације *Cu*, *Pb*, *Zn* и *Mn* у лишћу/иглицама брезе, липе, багрема, бора и смреке у урбано-индустријским (UI) и руралним (R) зонама.

На основу података из литературе утврђено је да се лишће багрема може користити као биоакумулатор олова, бабра и цинка. Бреза, липа, багрем, бор и смрека нису хиперакумулатори бабра, олова, цинка и мангана (Serbula i sar., 2013).

Фактор обогаћења (EF) израчунава се по једначини (1), и одређује степен акумулације тешких метала у деловима биљака који расту на загађеном месту у односу на делове биљака који расту на незагађеном месту. На слици 8. дати су фактори обогаћења за корен, грану и лист/иглице а) липе (4 локације) и б) бора (2 локације) на мерним местима у урбано-индустријској и руралној зони. Мера загађења представља вредност $EF > 2$. На основу вредности EF, можемо закључити да је највеће обогаћење металима у деловима липе присутно на мерним местима 0,5 и 1 km у односу на топионицу бабра у Бору.



Слика 8. Фактор обогаћења (EF) за *Cu*, *Pb*, *Zn* и *Mn* у биљним деловима, к-корен, г-гране, л-лист липе и бора, на удаљености 0,5; 1; 4,5 и 6,5 km за липу и 4,5 и 6,5 km за бор, у односу на топионицу бабра у Бору

Максимално обогаћење забележено је у грани лепе на месту 0,5km за Pb. Грана се на свим мерним местима, чак и руралној зони, истиче као део липе у коме је највећи степен обогаћења свим елементима. Што се тиче обогаћења у деловима бора на мерним местима у руралној зони, вредности EF-а су сличне за све елементе, са том разликом да се веће обогаћење јавља у гранама. Највећи степен загађења у узорцима гране липе и бора може бити последица вишегодишње акумулације метала у условима повишеног аерозагађења (Serbula i sar., 2010). За биомониторинг загађења ваздуха, најчешће се користе листови, односно иглице вишегодишњих биљака (Kabata-Pendias, 2011). На основу вредности EF за фолијарне делове, на мерним местима где су узорковане обе врсте биљака, може се рећи да иглице бора указују на загађење, за разлику од листе липе за који је $EF < 2$ за све елементе (Serbula i sar., 2013).

Постоје два извора апсорпције тешких метала кроз физиолошки процес биљке а то је депозиција на листовима и транспорт кроз стеме и транслокација из корена у стабло, па у гране и листове. Након апсорпције кроз корење и лишће, тешки метали се преносе у различите органе биљака истим физиолошким процесима како се врши транспорт хранљивих материја. Биорасположивост елемената из ваздушних извора кроз лишће може имати значајан утицај на загађење биљака. Успостављање обрасца транслокације метала из корена у друге делове биљке може бити веома корисно у биолошком праћењу загађивања тешким металима, као и у избору металних акумулатора или толерантних врста.

Акумулација и транслокација елемената у деловима липе и бора одређивани су преко: фактор биоконцентрације (BCF), фактора транслокације (TF) и индекса транслокације ($R_{l/b}$). Вредност $BCF > 1$, указује да се у корену биљке одређени елемент акумулира из земљишта, и да је то биљка погодна за фитоекстракцију и фитостабилизацију. $TF > 1$ указује да се одређени елемент ефективно транслоцира из корена у одређени део биљке, у овом случају у грани. $R_{l/b}$ се рачуна као однос концентрација одређеног елемента у листу/иглицама и концентрација одређеног елемента грани. Вредност $R_{l/b} > 1$ значи успешну транслокацију из гране у листове. Према овим ауторима овај индекс је значајан показатељ директних акумулација атмосферском депозицијом. У табели 2. дате су средње вредности BCF, TF и $R_{l/b}$ за Cu, Pb, Zn и Mn (Serbula i sar., 2013).

Табела. 2. Средње вредности фактора BCF , TF и $R_{l/b}$, за Cu , Pb , Zn и Mn у деловима липе и бора

Елемент	Врста биљке	BCF	TF	$R_{l/b}$
		Земљиште - корен	Корен - гране	Гране - лишће
Cu	липа	1.05	0.90	0.62
	бор	5.32	0.33	1.16
Pb	липа	0.64	1.87	0.38
	бор	1.44	0.85	0.84
Zn	липа	0.9	0.80	0.67
	бор	1.9	0.3	1.57
Mn	липа	0.06	0.96	4.38
	бор	0.05	0.45	1.92

Образац акумулације елемената из земљишта липе и бора у корен је: $Cu > Zn > Pb > Mn$. Према овом низу, из земљишта у корен испитиваних биљака најефикасније се акумулира Cu , што може бити и узрок највећих концентрација Cu у корену у односу на друге делове липе и бора. Утврђено је да се на испитиваном подручју из земљишта у корен липе акумулира само Cu ($BCF > 1$), док се у корену бора акумулирају сви испитивани елементи осим Mn .

Акумулациони образац елемената из корена липе и бора у гране је: $Pb > Mn > Cu > Zn$. У грани липе се из корена успешно транслоцира само Pb , а из корена бора ни један се елемент не транслоцира, тј. $TF < 1$ за све елементе.

Акумулациони образац елемената из гране липе и бора у листу/иглице је исти: $Mn > Zn > Cu > Pb$. У листи липе се успешно транслоцира само Mn ($R_{l/b} > 1$), док се у иглици бора транслоцирају сви елементи сем Pb .

Упоредјујући BCF и TF , можемо упоредити способност различитих биљака да преузму метале из земљишта и премештају их у надземне делове. Толерантне биљке имају тенденцију да ограниче пренос земљиште - корен и корен - грана, па стога имају много мање акумулације у својој биомаси, док хиперакумулатори активно преузимају и премештају метале у свој надземни део биљке.

Бакар се из земљишта липе акумулира у корен, и нема даље транслокације собзиром да су TF и $R_{l/b}$ мањи од 1. Концентрације Cu у листу и грани далеко су изнад критичних, што указује да су прекорачења последица усвајања Cu преко надземних делова из атмосфере. Као и код липе, $BCF > 1$, и $TF < 1$, за бор, што указује да се Cu задржава у корену бора. $R_{l/b} > 1$, указује да нема транслокација из корена у гране, а концентрације Cu у надземним деловима су далеко изнад критичних вредности. Претпоставља се да Cu у надземним деловима липе и бора у највећој мери потиче из ваздуха.

Олово се не акумулира у корену липе, али је $TF > 1$, а $R_{l/b} < 1$. Овакве вредности фактора могу указивати да је транслокација у ваздушне делове ограничена, па је таложеење из атмосфере најважнији извор овог елемента.

(Kabata-Pendias, 2011), наводи да 95% Pb у биљкама може доспети фолијарним усвајањем. Према BCF олово се акумулира у корену бора и нема даље транслокације у гране или иглице. Садржај Pb у иглицама изнад критичних вредности указује на усвајање Pb преко надземних делова. За Zn, BCF, TF и $R_{1/2}$ су мањи од 1, што указује да нема акумулације нити транслокације у липи. Zn се задржава у корену бора ($BCF > 1$), и одвија се транслокација из гране ка листу. За Mn у липи и бору постоји само транслокација из гране ка листу, што може бити последица дугогодишњег усвајања Mn из ваздуха, и природне транслокације у листу (Serbula i sar., 2013).

8. ЗАКЉУЧАК

Биљке реагују директно на квалитет ваздуха. Биљке су добри показатељи здравља земљишта на којем расту. Врхови свих биљака су сакупљачи свих загађивача ваздуха и њихових честица, хемијска анализа делова врхова биљака, може бити добар показатељ за загађена подручја када се процени у односу на позадину, вредности добијене за незагађену вегетацију. Најбољи показатељи загађења ваздуха су маховине и лишаци, јер они немају корен, па је акумулација загађења само из ваздуха. Коприва се високо препоручује као бољи биомонитор за метале, посебно за гвожђе, од других вишегодишње биљака. Пожељни фитоиндикатор је обични маслачак. У поређењу са зеленим биљкама, печурке могу концентрисати велику количину неколико метала, а такође су добри показатељи загађења животне средине.

У специфичним условима средине, и у условима повећаних концентрација одређених елемената у земљишту, једино липа има могућности да се користи у фитостабилизацији и то бакра, цинка и кадмијума. Велика способност усвајања и транслокације токсичних и канцерогених материја у бору и липи је забрињавајућа због коришћења испитиваних биљних врста у лековите сврхе.

Агломерација Бор као испитивано подручје, окарактерисно вишегодишњим загађењем пореклом из рударско-металуршке производње бакра. Мониторинг квалитета ваздуха у Бору и приградским насељима спроводи се у циљу добијања података неопходних за правилан одабир мера у циљу заштите и унапређења здравља људи и очувања животне средине, а у складу са одредбама Закона о заштити ваздуха. Места узорковања биомониторинга бирају се на основу удаљености од главних извора загађења и праваца доминантних ветрова на испитиваном подручју Бора и околине, а локацијски у складу са мерним местима мониторинга квалитета ваздуха. Подаци добијени на овај начин могу се упоредити и приказати као целокупна слика стања животне средине на испитиваном подручју.

Овим истраживањима је потврђено да се из топонице бакра и са флотацијског јаловишта у Бору, емитују велике количине загађујућих

супстанци, него из процеса за ископавање и обогаћење руде. Испитивањем биљног материјала и земљишта је утврђено да су бакар, арсен, кадмијум и олово главне загађујуће материје у испитиваној области. Ова врста истраживања је од великог значаја за оцену опасности од уласка токсичних материја преко основних животних ресурса у ланац исхране.

Даља истраживања из ове области треба усмерити на унапређивање биомониторинга и фиторемедијације, као и на дефинисање механизма адаптације и осталих биљних врста које расту на подручју Бора и околине. Тако ће се разумети колико се дуго испољавају кумулативни ефекти историјског загађења основних животних ресурса.

9. ЛИТЕРАТУРА

- ЕС, 2004. Council Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. Off. J. Eur. Communities L 23, 3–16.
- Kabata-Pendias A.; Trace elements in soils and plants. Fourth edition. CRC Press, Boca Raton, Florida, 2011.
- Kalinović Jelena, 2019, Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Tehnički fakultet Bor.
- Kalinović Tanja, 2016, Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Tehnički fakultet Bor.
- Milosavljević Jelena, 2021, Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Tehnički fakultet Bor.
- Radojević Ana, 2017, Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Tehnički fakultet Bor.
- Serbula S.M., Kalinovic T.S., Ilic A.A., Kalinovic J.V., Steharnik M.M., Assessment of air borne heavy metal pollution using *Pinus* spp. and *Tilia* spp. Aerosol Air Qual. Res., 13(2) (2013) 563–573.
- Šerbula S., Stevanović J., Trujić V.: Hazardous Materials: Types, Risks and Control, Chapter 5: Arsenic, Heavy Metals and SO₂ Derived in a Mining-Metalurgical Production Process, Nova Science Publishers US, ISBN 978-1-61324-425-8, 2011
- Šerbula S.M., Antonijeвић M.M., Milošević N.M., Milić S.M., Ilić A.A., (2010); Concentrations of particulate matter and arsenic in Bor (Serbia); Journal of Hazardous Materials, 181, 43–51.
- Službeni glasnik Republike Srbije, Zakon o zaštiti životne sredine, br. 63/13.
- Šerbula Snežana i Grbavčić Željko, 2011, Zagađenje i zaštita vazduha; Tehnički fakultet u Boru, Bor.

U.S. EPA, NAAQS, United States Environmental Protection Agency, National Ambient Air Quality Standards. *Dostupno na linku*: www.epa.gov/criteria-airpollutants/naaqs-table

U.S. EPA 1996, United States Environmental Protection Agency, Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Solids (3050B), Washington, DC, 1996.

Шербула Снежана, 2009, Загађивање и заштита ваздуха, Завод за уџбенике, Београд.



**УТИЦАЈ ПРИСУСТВА ОЛОВА И
АРСЕНА У РМ10 И РМ2.5 ЧЕСТИЦАМА
НА ЗДРАВЉЕ ЉУДИ СА ОСВРТОМ НА
РИЗИКЕ КОЈИМА СУ ИЗЛОЖЕНИ
СТАНОВНИЦИ БОРА**

Prim. dr sci. med. Бранислава Матић Савићевић



ОКТОБАР 2021

САДРЖАЈ

Увод	33
Циљ	33
I. Утицај присуства Pb и As у PM₁₀ и PM_{2.5} честицама на здравље људи	34
Јавноздравствени значај суспендованих честица	34
Приказ доступних научних сазнања о утицају тешких метала у PM ₁₀ и PM _{2.5} честицама на здравље људи	36
Утицај присуства Pb и As у PM ₁₀ и PM _{2.5} честицама на здравље људи	38
Транспорт Pb између медијума животне средине	39
Механизми и фактори апсорпције Pb у организму	40
Токсични ефекти олова	46
As у PM ₁₀ и PM _{2.5} честицама на здравље људи	50
II. Јавноздравствени значај изложености становника Бора олову и арсену у PM₁₀ и PM_{2.5} честицама и мере превенције	52
Мере личне заштите	52
Мере превенције од значаја за друштвену заједницу	54
Препоруке за унапређење животне средине	54
Јавноздравствене мере	56
Препоруке за изградњу мултисекторских капацитета за здраво окружење изложеног становништва које живи у близини контаминираних локалитета	59
III. Референце	62

УВОД

Загађење ваздуха као тема препознато је као озбиљан јавноздравствени проблем, глобално, пре више деценија [1,2]. Заправо, када се говори о конкретним групама становништва које су изложене континуираном индустријском загађењу ваздуха, јавља се снажна потреба да се зађе дубље у специфична питања, попут: конкретни извора загађења, начини излагања, путеви апсорпције опасних материја у организам, закључно са озбиљним утицајима на здравље унутар границе ширења загађивача кроз различите медије животне средине (ваздухом, водом за пиће, контактом са контаминираним земљиштем) [3].

Загађење ваздуха, само по себи, на различите начине утиче на здравље људи. Кад је у питању здравље посебно осетљивих и утицајима подложних особа, аерозагађење може деловати штетно и при веома ниским вредностима загађујућих материја. Краткотрајно а чешће излагање аерозагађењу може се довести у везу са хроничном опструктивном болести плућа (COPD, Chronic Obstructive Pulmonary Disease), кашљем, кратким дахом, визингом, астматичним нападима, респираторним поремећајима, као и високом учесталости хоспитализације (квантитативна мера за морбидитет). Дугорочни ефекти повезани са загађењем ваздуха су хронична астма, плућна инсуфицијенција, кардиоваскуларне болести и кардиоваскуларни морталитет. Према једној шведској кохортној студији, чини се да је дијабетес изазван након дуготрајне изложености загађењу ваздуха. Штавише, чини се да загађење ваздуха има различите тешке здравствене ефекте у раном животу човека, попут респираторних, кардиоваскуларних, менталних и перинаталних поремећаја, што доводи до смртности одојчади или хроничних болести у одраслом добу [4].

ЦИЉ

Општи циљ ове студије је да се укаже на озбиљност потенцијалних утицаја олова и арсена присутних у саставу како крупних (PM_{10}), тако и оних финих ($PM_{2.5}$) честица на здравље изложене популације.

Специфични циљеви су:

Приказати доступна научна сазнања о утицају олова и арсена у PM_{10} и $PM_{2.5}$ честицама на здравље људи;

- Дати осврт на ризике којима су изложени становници Бора због високих концентрација олова и арсена у PM честицама
- Предложити мере заштите

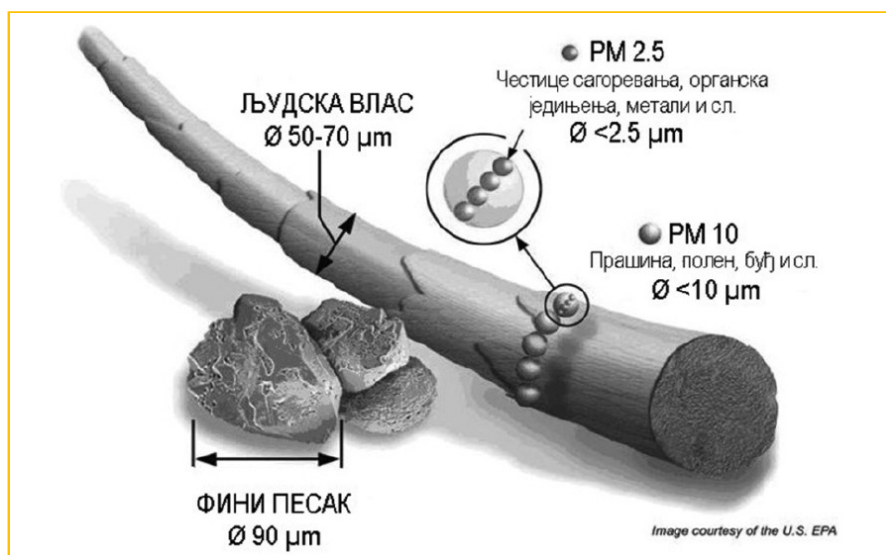
I УТИЦАЈ ПРИСУСТВА ОЛОВА И АРСЕНА У РМ10 И РМ2.5 ЧЕСТИЦАМА НА ЗДРАВЉЕ ЉУДИ

ЈАВНОЗДРАВСТВЕНИ ЗНАЧАЈ СУСПЕНДОВАНИХ ЧЕСТИЦА

Имајући у виду доказану чињеницу да су честице, саме по себи, заправо „носачи“ за њих адхерираних различитих супстанци и елемената, неопходно је дати кратак преглед механизма на који саме честице могу озбиљно утицати на здравље изложених особа.

Суспендоване честице представљају комплексну мешавину органских и неорганских материја и могу имати различит органски састав, што зависи од извора емисије. Што су честице ситније, дуже остају суспендоване у атмосфери. Дужина опстанка у ваздуху зависи од облика и густине честица. Суспендоване честице се према величини дела на:

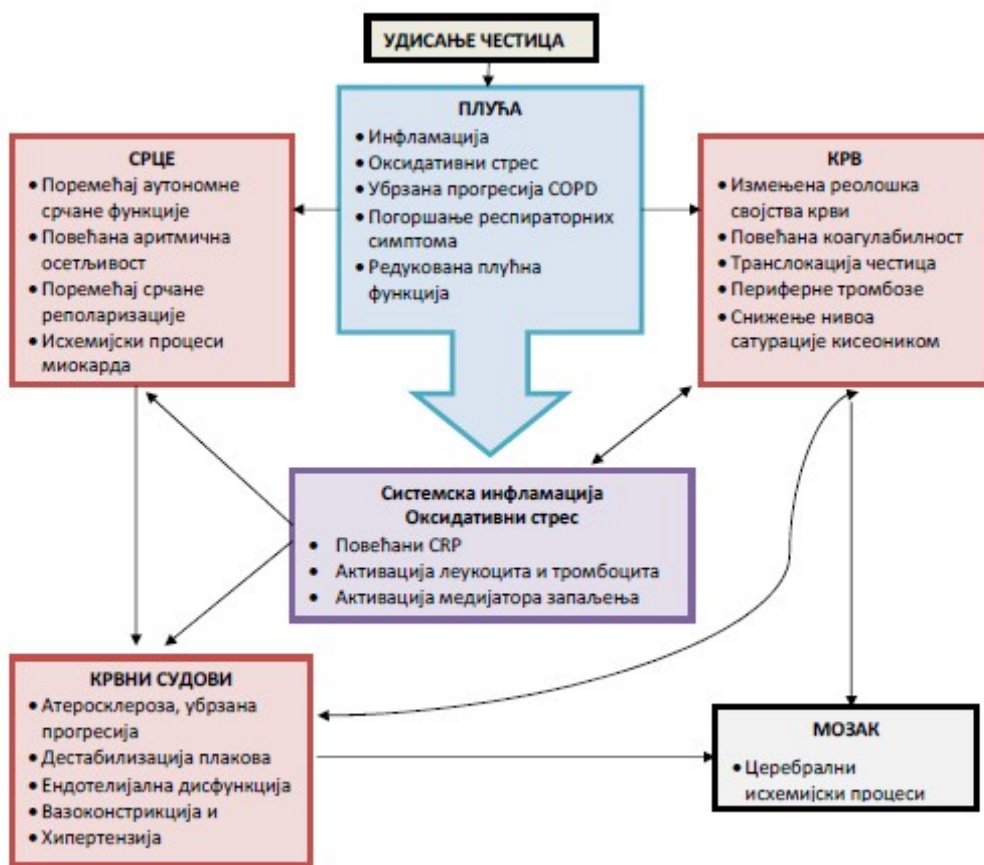
- **грубе, крупне честице**, веће од 2,5 и мање од 10 μm (PM_{10}) - инхалабилне;
- **фине честице**, мање од 2,5 μm ($\text{PM}_{2.5}$), потичу од сагоревања фосилних горива, пре свега моторних возила која користе дизел гориво, из котларница, индустрије, домаћинства - респирабилне;
- **ултра фине честице**, мање од 0,1 μm ($\text{PM}_{0.1}$).



Слика 1. Компаративни приказ размера суспендованих честица [5]

У погледу утицаја на здравље највећи проблем представљају честице мање од 2,5 μm ($\text{PM}_{2.5}$), јер се најдуже задржавају у ваздуху и најдубље продиру у дисајне органе, изазивајући различите ефекте, у зависности од састава. Сва досадашња истраживања указују да суспендоване честице значајно делују на здравље изложене популације, посебно на децу и старије

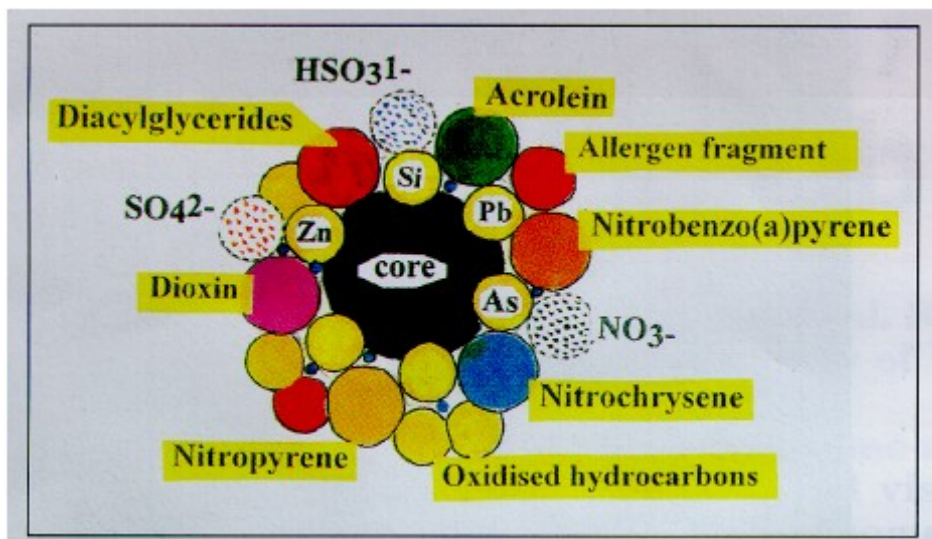
особе и да није утврђена она доза (*threshold dose*) испод које се штетни ефекти не јављају. Хронична изложеност честицама доприноси повећању ризика за развој и погоршање, пре свега, респираторних и кардиоваскуларних болести.



Слика 2. Могући општи патофизиолошки путеви повезаности експозиције респирабилним честицама и кардиопулмонарног морбидитета и морталитета [6]

Неопходно је истаћи да честице типа PM_{10} и $PM_{2.5}$ нису самосталне компоненте, већ представљају комплексне и хетерогене мешавине, које варирају у димензијама и садржини честица, у зависности од локације, микроклиматских услова, годишњег доба, као и извора емисије. За угљеничну срж честице могу се адсорбовати различите компоненте, као на пример: киселине, делимично неутрализоване соли, алифатична и (полициклична) ароматична органска једињења, некад у оксидованом облику, метали (тешки метали и металоиди) и биолошки материјал, попут алергена, фрагмената полена и ендотоксини [7]. Још увек није успостављена значајна повезаност између овако сложене структуре честица и поремећаја здравља изложене популације [5]. На слици испод приказан је

поједностављени принцип адхерирања различитих хемијских компоненти на карбонично језгро честице.



Слика 3. Поједностављени приказ могуће комплексне хемијске хетерогености РМ честица у амбијенталном ваздуху [7]

Приказ доступних научних сазнања о утицају тешких метала у РМ10 и РМ2.5 честицама на здравље људи

РМ_{2.5} настају низом хемијских реакција слободног гаса, који се може апсорбовати или растворити. У већини случајева, fine РМ_{2.5} честице формирају се кондензацијом пара насталих у хемијским реакцијама неколико прекурсора у току гасне фазе. Тако ове честице могу бити новонастале честице или могу настати додавањем честичних елемената насталих од већ постојећих честица [8,9]. Атмосферски животни век РМ_{2.5} мери се данима и недељама, у току којег се могу транспортовати стотинама до хиљаде километара [10]. Fine фракције ових честица углавном се могу довести у везу са респираторним, кардиоваскуларним оболењима и канцерогенезом. Димензија од 2.5 μm коришћена је као индикатор за fine честице у неким студијама, попут оне спроведене од стране American Cancer Society (ACS) са циљем процене повезаности између изложености РМ_{2.5} честицама у ваздуху и стопе морталитета [11,12]. Разни ефекти на здравље изложености РМ_{2.5} честицама, од оних мање озбиљних до оних са тежом клиничком сликом, доводе се у везу са њиховим специфичним физичко-хемијским својствима (чешће хемијским). Нека истраживања [13, 14] указала су на постојање везе између саобраћајног аерозагађења и смањених плућних функција код деце, исказаних нарочито у виду повећаном инцидентом респираторних симптома.

Према Међународној агенцији за истраживање рака (IARC), садржај отровних метала у РМ_{2.5} предложен је као узрочник који је повезан са

штетним ефектима на здравље дисајних путева, према класификацији неколико метала, укључујући хром, кадмијум, олово и никал, као потенцијалне карциногене агенте. Неколико студија [15, 16] показало је да, посебно млада популација може имати генетску предиспозицију за оштећење плућа и да је подложнија изложености токсичним металима из честица у ваздуху. Међу познатије студије из ове групе истраживања спада и она координирана од стране G.S. Leonardi [17], CESAR студија (Central European Air Quality and Respiratory Health). Ово истраживање спроведено је на 17 локалитета у Европи, укључујући Румунију, на малолетним особама узраста од 7 - 11 година. Пре свега, прикупљени су узорци крви ове деце. Резултати су показали да се број лимфоцита повећава истовремено са излагањем концентрацијама PM. Лимфоцити као што су B, CD4+, CD8 и NK су се повећавали како је концентрација PM била већа. Између концентрација PM_{2.5} честица и серумских IgG антитела успостављена је статистички значајна корелација. Ова корелација није доказана за честице типа PM₁₀ или оне промера од PM_{2.5} - PM₁₀. Коначно, резултати ове студије сугеришу да fine честице у ваздуху имају снажније дејство од већих. Друго истраживање [18] спроведено у Немачкој, (Минхен) на деци до 2 године старости, изложене концентрацијама PM_{2.5} између 11.9 и 21.9 µg/m³, истакла је појаву кашља без пропратне инфекције респираторне слузнице, као и сувог ноћног кашља. Међутим, присуство "шкрипања" (визинг), респираторних инфекција и цурења из носа, нису повезани са концентрацијом PM_{2.5} у ваздуху. Могло би се закључити да деца која су изложена високим концентрацијама честица могу имати озбиљне здравствене проблеме, попут смањења перформанси плућне вентилације [19, 20], наглашени бронхитис [21], повећани вискозитет крви [22], а самим тим и појаву озбиљних срчаних обољења [23–25]. ACS студија показала је да је дуготрајно излагање PM_{2.5} значајно повезано са морталитетом који се приписује исхемијској болести срца, дисритмијама (поремећаји срчаног ритма) и срчаној инсуфицијенцији [26].

Полутанти од већег јавноздравственог значаја према СЗО

Светска здравствена организација је идентификовала 10 (група) хемикалија од већег јавноздравственог значаја:

- *аерозагађење, само по себи*
- *арсен*
- *азбест*
- *бензен*
- *кадмијум*
- *диоксин и диоксину сличне супстанције*
- *флуор дистрибуиран у већим дозама*
- *олово*

- *жива*
- *врло опасни пестициди.*

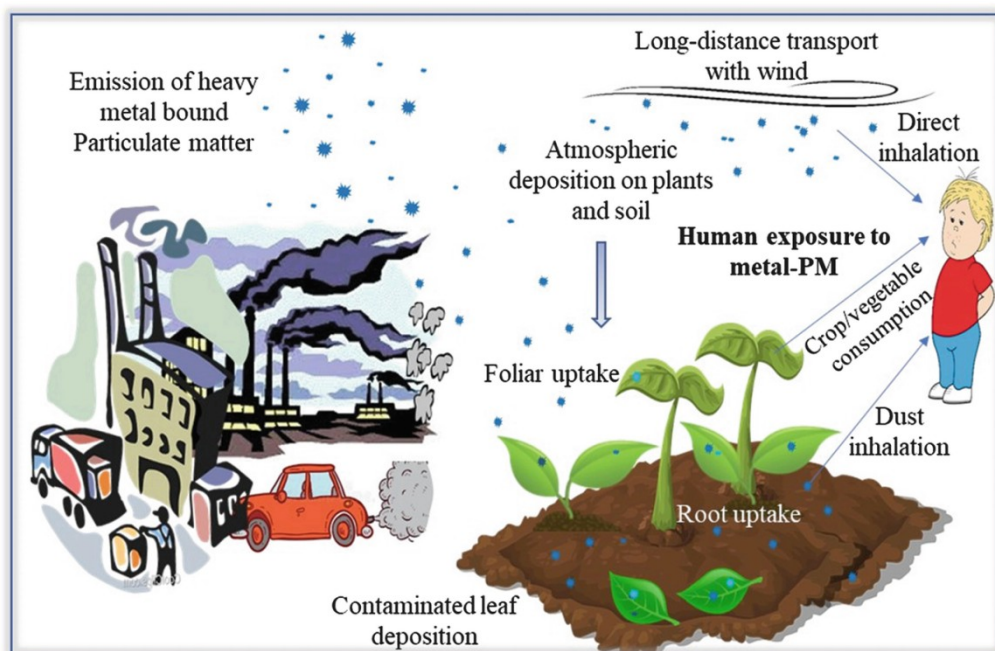
Свих десет категорија хемикалија делује на организам "континуирано деловање нижег интензитета", што, уједно, представља и најопаснији вид изложености са капацитетом да и након неколико деценија доведе до озбиљних и неизлечивих последица по здравље изложене популационе групе, као што је то у случају са азбестом [27, 28].

УТИЦАЈ ПРИСУСТВА ОЛОВА И АРСЕНА У PM10 И PM2.5 ЧЕСТИЦАМА НА ЗДРАВЉЕ ЉУДИ

ПРИСУСТВО ТЕШКИХ МЕТАЛА У ЧЕСТИЧНИМ ЕЛЕМЕНТИМА ВАЗДУХА

С обзиром на чињеницу да честице из ваздуха могу, преко респираторног тракта, допрети до дубљих партија плућа, оне које на себи носе честице тешких метала, сматрају се значајним јавноздравственим ризиком. Честице већих димензија лако се елиминишу кашљањем, кијањем и гутањем. Док честице мање од 5 μm могу доспети до ждрела, fine честице мање од 2,5 μm или ултра-fine честице могу путовати дубоко у плућа са потенцијалом да продру у ткива и прођу кроз интерстицијализацију [29].

У свакодневним активностима људи су изложени различитим супстанцама, било токсичним или нетоксичним, инхалацијом (удисањем), ингестијом (унето оралним путем) и дермално (преко коже) [30]. Континуирана изложеност и акумулација хемијских супстанци довешће до велике дозе изложености и ризика, узрокујући тешка оболења, а чак и фатални исход. Због континуираног карактера индустријских активности, па самим тим и дуготрајно професионално и резиденцијално излагање штетним материјама, налази се у фокусу многих истраживања. Концентрације честица у ваздуху и на њих адхерираних тешких метала могу директно одражавати ниво загађења амбијенталног ваздуха и других медијума животне средине проучаваног подручја. Због њиховог утицаја на видљивост, климатске промене и здравље људи загађење амбијенталног ваздуха већим концентрацијама PM, чест је предмет истраживања [31-34].



Слика 4. Кружење тешких метала у природи

Примера ради, на апсорпцију олова (и других тешких метала) из респираторног/гастроинтестиналног тракта у крв утичу димензије честица, образац којим се таложе честице, као и растворљива својства честица. Честице веће од $3 \mu\text{m}$ у пречнику примарно се задржавају на нивоу назофаринкса и трахеобронхијалној регији респираторног тракта, након чега се уз помоћ мукоцилијарне динамике могу транспортовати до једњака, и потом бити прогутане. Честице димензија испод $3 \mu\text{m}$ у пречнику имају већу вероватноћу продора до алвеоларне регије респираторног тракта. Биорасположивост је дефинисана као део једињења у матрици која се ослобађа из тог матрикса и апсорбује у крвну плазму тела. Важан параметар који се односи на биорасположивост је растворљивост, која је повезана са способношћу једињења да дође до те локације у телу где може да покаже својствену токсичност [35]. Многи фактори одређују степен до којег олово, када се удише или прогута, може постати растворљиво и ући у крвоток. Ови фактори укључују место контакта, рН телесне течности у контакту, време боравка, нутритивни статус и бројне геохемијске факторе.

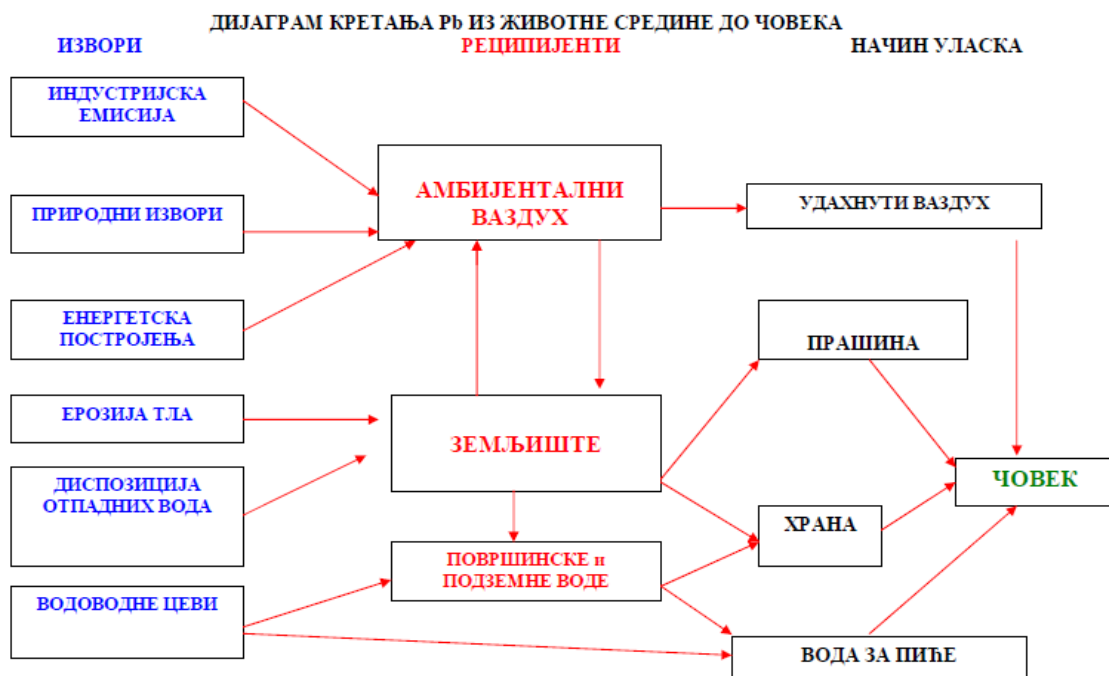
1. ОЛОВО У СЕГМЕНТИМА ЖИВОТНЕ СРЕДИНЕ

ТРАНСПОРТ ОЛОВА ИЗМЕЂУ МЕДИЈУМА ЖИВОТНЕ СРЕДИНЕ

Из природних и антропогених извора, олово се мобилише у све медијуме животне средине, т.ј. ваздух, земљиште, површинске воде, са способношћу даљег динамичког преласка из једног у други. Што се тиче транспорта и дистрибуције олова пореклом из стационарних и мобилних

антропогенних извора емисије, већина олова се депонује у близини извора, мада се честице $PM_{2.5}$ могу транспортовати и на велике даљине, за шта је доказ њихово присуство у удаљеним поларним глечерима [36]. Удео олова из ваздуха у општој хуманој експозицији није мали, с обзиром да доводи до секундарне контаминације воде, хране, прашине, као да се најпре оно уноси у организам, инхалацијом.

На удаљавање честица олова из амбијенталног ваздуха утичу атмосферски услови и величина самих честица, који фацитирају депозицију у воду и земљиште. Међутим, тако депоновано олово чешће остаје локализовано у близини места примарне депозиције, због слабе хидросолубилности његових сложених једињења [37]. У два наредна дијаграма биће приказани кретање олова из животне средине до човека (путеви изложености човека олову) и последична дистрибуција олова унутар човековог организма, до циљних органа и ткива.



Слика 5. *Кретање олова из животне средине до човека*

МЕХАНИЗМИ И ФАКТОРИ АПСОРПЦИЈЕ Рb У ОРГАНИЗМУ

Апсорпција олова у организму последица је уноса олова инхалацијом, ингестијом или дермално. Од олова унетог инхалацијом већи део доспева до доњих партија респираторног тракта, а потом бива апсорбован у крв. Типичан пут уноса олова код професионално изложене популације су инхалација и дермални контакт, док је за ширу, непрофесионално изложену популацију чешћи хронични унос малих количина ингестијом, путем хране и

услед бихејвиоралних навика, попут пике. Ово се нарочито односи на децу [38].

У битне факторе који могу утицати на интензитет продора и апсорпцију спада и хемијски облик елементарног олова или његових сложених једињења [37].

Нутритивни статус, као и навике у исхрани на неколико начина могу утицати на апсорпцију и токсични потенцијал Pb. Тако се, на пример, олово унето ингестијом из воде и других пића апсорбује у већој мери него олово из чврсте хране. С друге стране, у току гладовања или поста (руке задрљање прашином) динамика уноса олова ингестијом је много интензивнија него у току конзумирања хране или после [39]. Када је исхрана у питању, олово интер-реагује са неколико есенцијалних елемената, попут калцијума, гвожђа, цинка и фосфора, користећи њихове апсорпционе механизме [38].

ФАКТОРИ АПСОРПЦИЈЕ ОЛОВА У ОРГАНИЗАМ

На динамику апсорпције олова из животне средине може утицати низ фактора, попут оних везано за исхрану. Ту се, пре свега, мисли на учесталост и обим obroка, као и њихов квалитативни садржај, са нарочитим освртом на микронутријенте (калцијум, гвожђе, фосфор, витамин Ц). Неке навике, попут пушења могу, такође, битно утицати на апсорпцију.

Утицај калцијума на процес апсорпције олова

Гастроинтестинална апсорпција олова и његова ретенција главни су видови уноса олова у организам деце, а на шта значајно може утицати статус микронутријената у цревном лумену [40]. Док одрасли апсорбују само 10% олова унетог ингестијом, деца предшколског узраста апсорбују чак 50% на исти начин унетог метала. Ова разлика у апсорпцији би могла потицати од повећане густине интестиналних транспортних протеина у периоду интензивног раста [41]. Сматра се да нутритивни фактори могу имати значајну улогу у токсичности олова.

Повећана осетљивост организма на токсично дејство олова у случајевима дефицијентног нутритивног уноса калцијума, последица је повећане апсорпције олова, као и његове ретенције у ткивним депоима [42]. Молекули Ca^{++} и Pb^{++} такмиче се за место на рецепторима интестиналних мукозних протеина, битних за процес апсорпције [43]. Ова заједничка рецепторска места на апсорпционим протеинима могла би објаснити чињеницу да код повећаног уноса Ca^{++} долази до смањене апсорпције олова. Студија Six и Goyer је показала да су пацови храњени храном са мање калцијума имали веће концентрације олова у крви и ткивима него они са нормалним уделом минерала у исхрани [44]. Овом студијом је, заправо

доказано да исхрана дефицијентна са калцијумом доводи до повећане концентрације олова у крви и у критичним органима.

Као и други тешки метали олово поседује својства биоаккумуляције током времена, нарочито у коштаном ткиву. Ово се очитује тиме што се фракционисана дистрибуција олова у коштаном ткиву (на супрот другим органским системима) са годинама повећава од 70% укупно унетог Pb у организам деце, до чак 95% у старијем добу. У том смислу, Pb депоновано у коштаном ткиву може знатно допринети вредности концентрације елемента у крви, те представља кључно место депозиције и извора ендogene експозиције, нарочито када се ради о хроничној изложености ниског интензитета [45]. Овај вид експозиције нарочито је актуелан у току неких процеса физиолошке ресорпције костију, попут трудноће, лактације и менопаузе. Заједничко за сва три периода је замена места Ca⁺⁺ и Pb⁺⁺. Речју, некад депоновано Pb⁺⁺ улази у крв, док се компензаторним механизмом Ca⁺⁺ уграђује у коштаном ткиво [46].

Утицај нутритивног уноса аскорбинске киселине на степен апсорпције олова

Истраживања утицаја аскорбинске киселине на депозицију олова у ткивима пацова указују на могућу корисност уноса витамина Ц као профилактоичког агенса, када је тровање оловом у питању [47]. Каснијим истраживањима је утврђено да аскорбинска киселина умањује интестиналну апсорпцију олова, а истовремено повећава његов ренални клиренс [48]. Даље је утврђено да аскорбинска киселина у дуоденуму редукује фери-јон у феро-јон, који се потом са оловом такмичи за интестинални транспот [49]. С обзиром на релативну неефикасност хелатних агенаса, попут CaNa₂EDTA, који је, уједно, и најчешће администриран лек, као и да се он у организам унои интравенски, са озбиљним нежељеним последицама, може се рећи да је орална суплементација витамина Ц брзо доступно и релативно јефтино антидотско средство [50]. У спроведеним студијама утврђено је да је суплементација витамина Ц, јефтина и доступна профилактоичка мера, нарочито за третирање супклиничке хроничне експозиције олову.

Узраст као детерминанта нивоа апсорпције

Многобројни су чиниоци који оправдавају посебну забринутост кад је у питању изложеност деце полутантима из животне средине, а по којима се она битно разликују од одраслих. Ради се о бихејвиоралним и физиолошким особеностима тог узраста [51].

За дечји узраст, пре свега за период од 0–5.године старости, типичне су неке бихејвиоралне карактеристике, попут спознавања околине оралним

путем, као и честа навика сисања нејестивих предмета (pica), попут прстију, играчака, оловке. Чест боравак на местима где су изложена кућној или уличној прабини такође, у многоме, доприноси повећању укупне оптерећености дечјег организма оловом (total lead burden). За овај узраст карактеристично је следеће:

- Убрзани метаболизам код деце поставља повећане захтеве за потрошњу кисеоника по јединици тежине.
- Висок однос површина тела / телесна маса
- Убрзани раст
- Разлике у телесном саставу између деце и одраслих
- Органска незрелост јетре, бубрега, нервног система и имуног система
- Убрзани раст органа и ткива, попут коштаног ткива и мозга [37]
- Повећане енергетске потребе предшколске и школске деце, те повећан унос течности, ваздуха и хране по јединици телесне масе чине их веома осетљивим када је унос полутаната путем ваздуха, воде и хране у питању.
- Здравствено стање и нутритивни статус деце могу, такође, утицати на одговор организма на одређене хемијске контаминанте, док социјални статус и одређени културни ставови могу одредити степен експозиције деце њиховом утицају [48].

У многим истраживањима су утврђене разлике између деце и одраслих у динамици апсорпције, ретенције тешких метала, на штету деце. Такође, код те популационе скупине су запажене и разлике у дистрибуцији, биотрансформацији и екскрецији хемијских материја у односу на одрале [52]. С обзиром на то да новорођенчад храну уносе дојењем или комзумирањем формула, проблем уноса штетних супстанција може тиме бити додатно искомпликован, како чињеницом да је трансфер перзистентних полутаната (POPs, т.ј. олова, PCBs, пестицида) најинтензивнији у току лактације, тако и могућим присуством полутаната у самој формули и води за пиће.

ДИСТРИБУЦИЈА АПСОРБОВАНОГ ОЛОВА У ОРГАНИЗМУ

Фракција олова која након апсорпције није излучена из организма, примарно се дистрибуира између три системске суб-фракције. То су: крв, мека ткива (јетра, бубрези, плућа, мозак, слезина, срце) и рожнате материје (коштано ткиво, зуби), у које се депонује највећи део унетог олова [53].

ОЛОВО У КРВИ

Иако се путем крви преноси занемарљива фракција укупно унетог олова, она представља примарни реципијент апсорбованог олова, путем којег се оно дистрибуира у све органске сиситеме чинећи га, на тај начин, широко доступним. Процењује се да је полу–живот олова у крви одрасле особе око 28 до 35 дана [54]. Приближно 99% оова у крви везује се за еритроците, док преосталих 1% остаје у плазми [55]. Другим речима, управо та мала фракција олова у плазми игра кључну улогу у његовој дистрибуцији до циљних ткива и органа, што јој даје и већи биолошки значај.

Концентрација олова у крви се сматра кључним параметром за доказивање скорашње експозиције олову пореклом из животне средине, услед чега је веома заступљен као потврђени биомаркер експозиције. Изражава се као микрограм олова у децилитру испитиване крви ($\mu\text{g}/\text{dl}$), а одраз је еквилибријума између апсорпције, екскреције и диспозиције у ткивима. Вредности олова у крви брзо реагују на измене уноса олова и генерално се сматра да показују линеарни однос са нивоом експозиције [56]. Вредности концентрације олова у крви које су израз хроничне експозиције могу замаскирати укупно оптерећење организма оловом (total lead burden), из разлога депозиције већег дела, годинама уношеног полутанта, у зубно и коштаном ткиву, а што је теже за узорковање и доказивање [37].

ОЛОВО У МЕКИМ ТКИВИМА

Олово се путем крви дистрибуира у различите органе и ткива. Истраживања на животињама указују на то да се највећа концентрација олова унетог при акутној експозицији може наћи у јетри, плућима, бубрезима [45]. Мозак је такође значајан циљни орган кад је дистрибуција олова у организму у питању. Према обдукционим налазима радника у индустријским гранама са високом изложености олову, утврђена је депозиција Pb у меким ткивима (по опадајућем редоследу), и то у јетри, бубрезима плућима и мозгу. Полу-живот олова у меким ткивима износи око 40 дана [57].

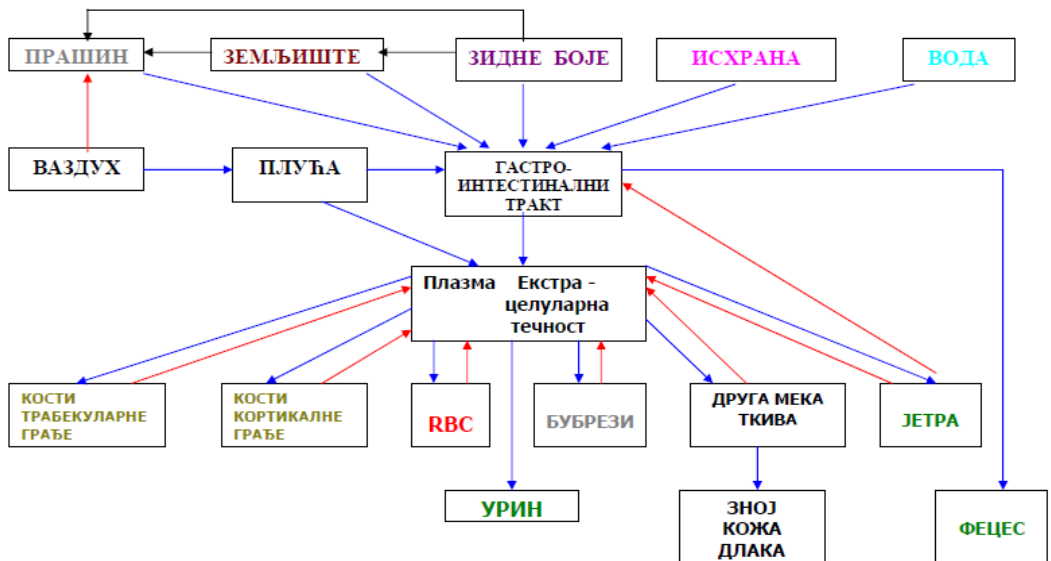
ОЛОВО У РОЖНАТИМ МАТЕРИЈАМА

Након апсорпције, већи део олова доступног за дистрибуцију депонује се у коштане структуре. Код одраслих особа изложених дејству олова, 94% од укупног телесног оптерећења елементом код одраслих, се смешта у кости и зубе, док је тај проценат у дечијој популацији нешто нижи т.ј.73% [58]. Без обзира на ткивну компактност, олово је у коштаном ткиву неравномерно распоређено, са тенденцијом максималне акумулације у оним деловима коштане масе која у моменту експозиције пролази кроз фазу најинтензивније калцификације. С обзиром да је старосно доба битан фактор који утиче на дистрибуцију и акумулацију Pb у организму, као и на динамику калцификације, предилекционо место за акумулацију у дечјем узрасту су

кости трабекуларне грађе, док се код популације одраслих оно подједнако депонује и у кортикалним и трабекуларним костима [59].

У данашње време се, као референтни тест за мерење Пб у костима, користи К-Х-гау флуоресценција (К-XRF), којом се утврђује његово приуство у трабекуларним (patella или calcaneus) и кортикалним (tibia) костима. Када је дистрибуција олова у костима у питању разликују се 2 физиолошки специфичне фракције, од којих је једна лабилна, а друга, углавном, инертна. Овај лабилни принцип потпомаже брзу размену олова између коштане масе и крви, док се у инертној, стабилној фракцији оно може тадржати деценијама [45]. У оквиру неких физиолошких процеса може се десити да ова, примарно инертна фракција олова напусти коштану ткиво и поново уђе у крв и мека ткива. Мобилизација олова у овом реверзном смеру интензивира се у току трудноће, лактације, физиолошког стреса, хроничних оболења, хипертиреозидизма, бубрежних оболења, фрактуре костију и старости [59]. У већини случајева фацилитатор је недовољни нутритивни унос калцијума или његова редистрибуција у складу са конкуренцијом са молекулима олова у току поменутих физиолошких процеса ресорпције костију. Из тога произилази да та инертна (стабилна) фракција олова представља посебан ризик као потенцијални извор ЕНДОГЕНЕ ЕКСПОЗИЦИЈЕ, која може знатно утицати на концентрацију олова у крви дуго након престанка експозиције олову из животне средине (егзогене експозиција у раном детињству). Полу-живот олова у костима је од 20 до 25 година [60].

ДИСТРИБУЦИЈА ОЛОВА ИЗ ЖИВОТНЕ СРЕДИНЕ УНУТАР ЧОВЕКОВОГ ОРГАНИЗМА
(извор: EPA, 1986)



Слика 6: Дистрибуција олова из животне средине унутар човековог организма.

ТОКСИЧКИ ЕФЕКТИ ОЛОВА

Токсично дејство олова на људски организам запазили су и лекари античке Грчке и Рима, а потврда дуготрајне изложености овом металу дата је у многим археолошким истраживањима у регионима познатим по давнашњој експлоатацији оловне руде [61]. Као токсикант, олово већ дуго заокупља пажњу у истраживачким студијама спроведеним на анималним и хуманим материјалима. С обзиром на велики број истраживања, фокусираних како на интензивну професионалну експозицију, тако и на прекомерну индустријску контаминацију комуналне средине, литература највише обрађује неуротоксичне, нефротоксичне, хематотоксичне ефекте олова, као и његова репродуктивна токсична дејства.

У овој студији биће објашњени они токсички ефекти олова на организам дуготрајно изложене особе, који могу имати јавноздравствени значај у популацији Града Бора и околине која се налази у домену распрострањања честица оптерећених оловом.

ТРАНСПЛАЦЕНТАРНИ ПРЕНОС ОЛОВА И УТИЦАЈ НА РАЗВОЈ ЦЕНТРАЛНОГ НЕРВНОГ СИСТЕМА КОД ПРЕНАТАЛНО ИЗЛОЖЕНЕ ДЕЦЕ - НЕУРОТОКСИЧНОСТ

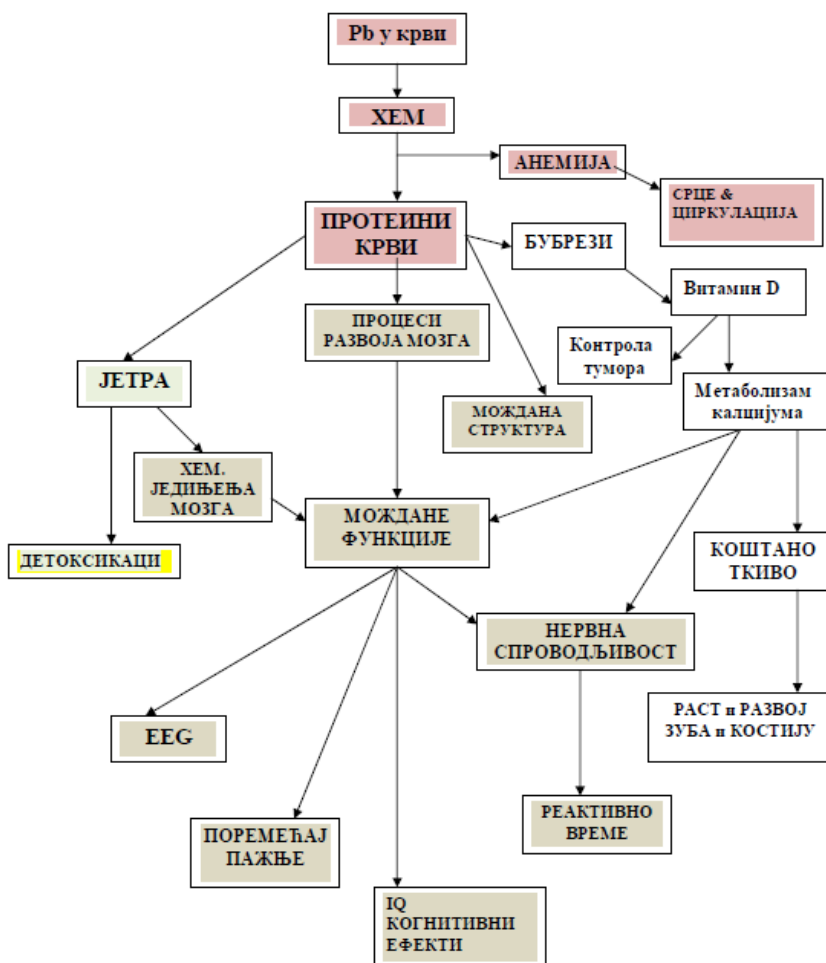
Олово има својства биоакумулације, те се **деченијама депонује** у коштаним структурама, да би управо ти депои представљали озбиљну претњу по здравље жена у репродуктивном периоду и њиховог потомства. Младе жене које живе у домаћинству загађеном оловом или су као деца биле изложене токсичним дозама олова пореклом из животне средине, могу га трансплацентарно пренети на фетус. Установљена је чврста корелација између концентрације олова у крви мајке и концентрације у пупчаној врпци, што представља индикатор трансфера олова из организма мајке на фетус [62]. У неким студијама, готово је изједначен учинак ендogene експозиције мајке на пораст нивоа олова у крви [63]. По другима [64], скелетни депои олова су доминантни извор Pb у току трудноће и постпарталног периода. Поред трансплацентарног преноса олово у организам детета доспева и током лактације са максималним трансфером у периоду 12. – 14. недеље [65]. Оно што посебно забрињава је чињеница да пренатална експозиција олову изазива поремећај структурних компоненти хемато-енцефалне баријере са примарним оштећењем астроцита и секундарним лезијама ендотела микроциркулације. Циљна ткива при дејству олова су префронтални церебрални кортекс, хипокампус и церебелум [66]. Скорашњим истраживањима је утврђено да је ментални развој деце озбиљно угрожен чак и у случају да је концентрација олова у крви мајке мања од 10µg/dl [61].

ХЕМАТОТОКСИЧНИ ЕФЕКТИ

Грубо говорећи, главни механизми и крајњи исходи хематотоксичности олова су:

➤ **Поремећај биосинтезе хема.** Целокупни биохемијски пут хемоглобина одвија се у ћелијама коштане сржи, почев од еритробласта, па све до ретикулоцита [67].

ДОМИНО ЕФЕКАТ ПОРЕМЕЋАЈА СИНТЕЗЕ ХЕМА



Слика 7: Каскадни ефекти поремећаја синтезе хема узрокованих експозицијом олову[46]

➤ **Извесно је директно токсично дејство олова на еритроците.** Доводећи до поремећаја морфолошко-функционалне структуре еритробласта (зрих хелијских облика), олово отежава преживљавање еритроцита, услед чега

долази до скраћења њиховог живота, т.ј. до убрзане ћелијске смрти. Као одговор, наступа активација еритропоезе, са израженом ретикулоцитозом и повећаним бројем базифилно пунктираних еритроцита [68].

➤ **Базофилно пунктирани еритроцити** често су присутни у коштаној сржи у исто време када их не можемо идентификовати у периферној крви [67].

➤ **Анемија** која се јавља у склопу клиничке слике манифестног сатурнизма спада у хипохромне хиперсидеремичке сидеробластне анемије. Њен најкарактеристичнији знак је хипохромија еритроцита заједно са повећаним садржајем олова у серуму и појавом сидероцита у периферној крви, док су у коштаној сржи присутни сидеробласти [69]. Настанак анемије је неоспорни знак изражене интоксикације организма оловом

Поремећаји у синтези хема изазвани присуством олова имају **системске последице**, које еволуирају **каскадном динамиком**.

НЕФРОТОКСИЧНОСТ ОЛОВА

Краткотрајно излагање високим дозама олова доводи до поремећаја функције проксималних тубула, а што се манифестује аминокиселинуром, гликозуријом и хиперфосфатуријом, т.ј. “Fanconi-like” синдромом. У случају овакве експозиције, ефекти су реверзибилни, након терапије хелатним агенсима, мада су скорашња испитивања утврдила постојање перзистентне аминокиселинурije и гликозурије и до 13 година након применетерапије [45]. С друге стране, континуирано или поновљено излагање може узроковати токсички стрес у ткиву бубрега, а уколико се, услед неманифестности клиничких симптома, лезија не открије на време, даља експозиција води ка иреверзибилним променама у виду оловом индуковане нефропатије, т.ј. интерстицијалног нефритиса. Сматра се да до овакве бубрежне патологије долази при концентрацији олова у крви од 60 µg/dl [70]. Као орган, бубрег поседује значајни резервни капацитет који му омогућава наставак нормалне функције и након претрпљеног токсичког инсулта. Тек након истрошености тих компензаторних механизма почињу да се манифестују симптоми поремећаја реналне функције, што је утврђено у случају професионалне изложености олову.

ЕНДОКРИНИ ЕФЕКТИ

Дејство олова на витамин D

У истраживањима о деци изложеној високим дозама олова утврђен је снажан обрнуто-пропорцијални однос између концентрације олова у крви и нивоа витамина D [71]. Олово омета конверзију витамина D у његов хормонски облик 1,25-dihidroksivitamin D, иначе, одговорног за одржавање интрацелуларне и екстрацелуларне калцијумске хомеостазе [72]. Недостатак овог облика витамина D за последицу може имати поремећај ћелијског

раста, као и развоја костију и зуба. Уопште узев, ови штетни ефекти ограничени су на популацију деце дуготрајно изложене високим дозама олова и са повишеним концентрацијама олова у крви ($>62 \mu\text{g}/\text{dl}$) и са хроничном нутритивном дефицијенцијом калцијума, фосфора и витамина D.

ОЛОВО КАО РЕПРОДУКТИВНИ ТОКСИН АНДРОГЕНЕ РЕПРОДУКТИВНЕ ФУНКЦИЈЕ

Према скорашњим истраживањима хуманих репродуктивних функција проистиче да текућа професионална експозиција (мушкараца у репродуктивном периоду) може узроковати пад укупног броја сперматозоида као и повећати учесталост појављивања њихових абнормалних форми [20; 73; 74]. Сматра се да концентрација олова у крви при којој се поменути репродуктивни поремећаји манифестују износи $40 \mu\text{g}/\text{dl}$ [45]. Дуготрајна изложеност олову (независно од степена текуће експозиције) може, такође, довести до смањене конзистенције сперме, пада укупног броја сперматозоида, као и њихове смрти. Још увек је нејасна трајност ових ефеката након престанка експозиције.

УТИЦАЈ ОЛОВА НА ИСХОД ТРУДНОЋЕ

Још на почетку 20.века започело се са регистравањем повећане учесталости спонтаних побачаја код жена запослених у индустријским гранама са великом изложеношћу олову. Ретроспективном анализом датих производних процеса, од тог времена до данас, може се закључити да је професионална експозиција била значајно интензивнија него данас. До данас није разјашњен утицај дуготрајне експозиције ниског интензитета на исход трудноће. Неким истраживањима је утврђено да код жена које живе у близини топионица олова (примарне или секундарне) постоји повећана учесталост спонтаних побачаја (у првом триместру трудноће), прекида трудноће (у другом триместру) и мртворођености, у поређењу са женама које настањују пределе на већој удаљености од загађивача [75]. С друге стране, према истраживањима рађеним на Косову, у Косовској Митровици, у току којег су евалуирани претходни исходи трудноће код жена изабране популације стациониране око топионице, није регистровано значајније повећање ризика од спонтаних побачаја, у односу на неекспонирану популацију [76]. Контроверзност је, даље, унета изношењем резултата ретроспективне студије који указују на чињеницу да је код жена, изложених олову почев од раног детињства, ногирана повећана учесталост спонтаних прекида трудноће у првом и другом триместру [77].

2. АРСЕН У ЧЕСТИЦАМА (PM₁₀ и PM_{2.5}) И УТИЦАЈ НА ЗДРАВЉЕ

Арсен (As) је класификован као металоид, што указује да истовремено поседује хемијске и физичке карактеристике типичне и за метале и неметале (78). Постоје три врсте арсена: неоргански, органски, и арсенски гас (79) Извори неорганског арсена су руде бакра и олова и рад топioniца (78). У складу са Међународномагенцијом за истраживање рака, неоргански арсен је доказани хумани карциноген (79).

Арсен (As) се данас сматра елементом који је најкраспрострањенији у земљиној кори, а у атмосферу се може емитовати као производ природних и антропогених процеса и активности [80]. Арсен из животне средине се ослобађа хемијским и физичким процесима временских прилика, биолошком активношћу и емисијом вулкана, док антропогени извори укључују рударство, топљење метала и сагоревање угља. Годишње глобалне емисије арсена процењују се на 24.000 т [79], од којих око 60% потиче само од топљења бакра и сагоревања угља. У неким урбаним и високо индустријализованим подручјима, мање од 2% уноса атмосферског арсена потиче из природних извора [81]. Емисије честица које садрже арсен (PM) посебно забрињавају популацију која живи у близини извора емисије. Арсен и неорганска једињења арсена класификовани су као канцерогени групе 1 и повезани су са раком плућа, бешике, бубрега, коже, јетре и простате [79]. Треба напоменути да се у општој популацији инхалација сматра само малим путем изложености неорганским једињењима арсена, док се унос путем ингестије (гутање честица прашине) сматра примарним путем изложености [79]. Међутим, популација која живи у близини извора емисије арсена има повећан ризик од додатне изложености удисањем честица контаминираних арсеном [83–87]. Упркос њиховом значајном глобалном доприносу емисији различитих појавних облика арсена у атмосферу, рударске операције имају недовољно проучену улогу у генерисању прашине контаминираних арсеном, као и аеросола [88].

АРСЕН И ЗДРАВЉЕ

Изложеност арсену има велики утицај на здравље људи широм света. Заправо, овај природно, широко распрострањени металоид, је јасно дефинисан од стране Радне групе за евалуацију канцерогених ризика по здравље људи Међународне агенције за истраживање рака да припада хуманим карциногенима “Класе I” (International Agency of Research on Cancer, IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans). У животној средини арсен се најчешће налази у свом неорганском облику [89]. Упркос свеprisутној дистрибуцији арсена у тлу, ваздуху и води, антропогена индустријска делатност попут рударства, сагоревања фосилних

горива и употребе пестицида на бази арсена потенцирају акумулацију овог токсичног металоида у животној средини [90].

Неколико студија указује да токсичност арсена проистиче из његових процеса метаболизма и екскреције [91; 92]. Након уласка арсена у организам, он пролази кроз процес биотрансформације, као дела његовог метаболичког процеса, при чему петовалентни арсен (arsenate/AsV, најчешћи оксидовани облик неорганског арсена у животној средини) бива редукован до тровалентне форме (arsenite/AsIII) [93]. Ови нуспроизводи су отровни и могу се акумулирати у свим органским системима, што доводи до неколико генетских и епигенетских поремећаја и представља велику пријетњу многим нормалним биолошким процесима [94; 95; 96]. Акумулација арсена и његових метаболичких нуспроизвода доводи до широко распрострањених здравствених ефеката, у распону од поремећаја кардиоваскуларног и нервног система, до нефротоксичности и кожних лезија, а нарочито рака [97 - 101]. Познато је да је арсен углавном повезан са развојем рака коже, јетре, плућа, бешике и уринарног тракта. Међутим, подложност развоју болести повезаних са арсеном варира међу појединцима, а на њих могу утицати старост, пол и исхрана, као и промене у генима укљученим у биотрансформацију арсена [102].

Арсен се не може уништити у животној средини. Може само да промени облик, или да се веже за честице или да се одвоји од њих. Може променити свој облик реакцијом са кисеоником или другим молекулима присутним у ваздуху, води или земљишту, или дејством бактерија које живе у тлу или седименту. Арсен који се ослобађа из електрана и других процеса сагоревања обично је везан за врло мале честице. Арсен који се налази у земљишту, одакле се преноси еолском ерозијом (ветром), углавном се налази у већим честицама. Ове честице се таложе на тлу или их киша испира из ваздуха. Арсен који је везан за врло мале честице може остати у ваздуху много дана и путовати на велике удаљености. Многа једињења арсена могу се растворити у води. Тако арсен може ући у језера, реке или подземне воде растварањем у киши или снегу или испуштањем индустријског отпада. Неке форме арсена ће се залепити за честице у води или седименту на дну језера или река, а неке ће носити вода. На крају, већина арсена заврши у тлу или талогу [103]. Појавни облик арсена у земљишту зависи од неколико чинилаца, укључујући рН земљишта и биолошке активности. До смањене доступности арсена долази у тлу које садржи гвожђе, глину и органске материје. Чак и када је земљиште контаминирано, биљке ретко садрже много арсена; житарице и поврће, нарочито тамо где је земљиште песковито, имају највеће концентрације арсена [104]. Пuteви изложености арсену дати су у слици испод.



Слика 8. Пuteви изложености арсену [105].

ЈАВНОЗДРАВСТВЕНИ ЗНАЧАЈ ИЗЛОЖЕНОСТИ СТАНОВНИКА БОРА ОЛОВУ И АРСЕНУ У $PM_{10}/PM_{2.5}$ И МЕРЕ ПРЕВЕНЦИЈЕ

С обзиром на наведене механизме деловања олова и арсена на здравље људи, као и чињеницу да се присуство ова два елемента детектује у PM честицама у граду Бору већ дужи низ година, неопходно је спровести низ мера превенције којима би се могла смањити изложеност становника бора, као и умањити њихово даље штетно деловање. На примеру олова биће приказан сет превентивних мера које би важиле за све тешке метале, с обзиром на њихову заједничку истоветну природу апсорпције у организам човека.

ИЗЛОЖЕНОСТ ОЛОВУ ИЗ ЧЕСТИЦА И МЕРЕ ПРЕВЕНЦИЈЕ

Интотоксикација оловом након дуготрајне изложености у животној средини представља апсолутно превентабилно стање, што је једино могуће остварити у синхронизованој и континуираној акцији шире друштвене заједнице. Основни покретач ових активности требало би да су доказане чињенице о нарочитој вулнерабилности како рођене, тако и нерођене деце (трансплацентарни преноса олова). Превентивне мере које би требало предузимати у циљу смањења изложености деце утицају олова из животне средине могу се спроводити у 3 области деловања:

МЕРЕ ЛИЧНЕ ЗАШТИТЕ

Ове мере се могу спроводити од стране појединаца или породица угрожених континуираним присуством олова у окружењу, на следећи начин:

ХИГИЈЕНСКЕ МЕРЕ

- Често прање руку деци и то одмах по уласку у кућу након боравка на контаминираном терену (оближњи парк, игралиште), нарочито пре оброка. Прањем руку се смањује количина честица Pb на њима
- Пресвлачење деце у чисту одећу након игре у контаминираном окружењу
- Често чишћење домаћинства ради уклањања кућне прашине, која у себи садржи честице олова унете од споља. При томе, нарочито би требало прати под и прозоре. Ово је јако битно у домаћинствима са децом која још пузе и налазе се у раној фази оралне спознаје околине.
- Подне облоге би требало да су од водоотпорних материјала (плочице, ламинат)
- Често прање дечјих играчака, нарочито код деце која упражњавају сисање нејестивих предмета («рiса»).
- С обзиром да је олово садржано у многим грађевинским материјалима, децу би требало удаљити из окружења у којем се обављају грађевински радови, због могућег обимног расипања честица прашине.
- С обзиром да је установљена веза између професионалне експозиције олову чланова домаћинства (најчешће очева) и повећаних вредности олова у крви њихове деце, сматра се да су стриктне мере хигијене којих би се они придржавали, битан чиниоц у превенцији изложености деце оловној прашини у кућном окружењу. С тим у вези, осим што очеви себе штите од инхалације оловних пара на радном месту стављањем маске, неопходно је законски регулисати и хигијенске мере које би они спроводили пре напуштања радног простора, а оне су:
 - по доласку на посао требало би одело скинути и спремити на место које није изложено честицама олова;
 - по завршетку посла обавезно се истуширати и опрати косу, након чега се облачи одело у којем је и дошао на посао.

ПРЕПОРУКЕ КОЈЕ СЕ ТИЧУ ИСХРАНЕ

Ове мере се нарочито односе на децу која живе у околини загађеној оловом, пре свега због њихових физиолошких карактеристика, али и због хемијских особина елементарног олова да се олакшано апсорбује у исхрани сиромашној неким микронутријентима (калцијум, гвожђе, фосфор, витамин Ц). Ово се односи и на исхрану богату мастима. У складу са реченим, у исхрани континуирано изложене деце требало би уважити следеће принципе:

- повећати унос калцијума, са 3-4 дневне порције млечних производа, легуминоза, спанаћа, броколија
- деци старости изнад 2 године давати мање масно млеко

- повећати унос гвожђа, увођењем у исхрану црвеног меса, рибе, јаја, цереалија
- повећати унос свежег воћа
- с обзиром да се олово олакшано апсорбује на празан стомак, требало би усвојити режим исхране са више мањих оброка, при чему би међу-оброци требало да садрже намирнице високе нутритивне вредности (воће, млечни производи).

Основна примедба при давању оваквих препорука за исхрану је чињеница да су олову изложена деца најчешће из породица која припадају социоекономски угроженом друштвеном слоју, те је спровођење напоменутих нутритивних мера веома тешко изводљиво, што ту децу и даље излаже ризику по здравље. Управо из тих разлога је неопходно да мере превенције превазиђу индивидуални ниво заштите, као и да се локална самоуправа укључи у побољшање квалитета исхране деце у оквиру предшколских и школских установа, кроз институционалне механизме.

МЕРЕ ПРЕВЕНЦИЈЕ ОД ЗНАЧАЈА ЗА ДРУШТВЕНУ ЗАЈЕДНИЦУ

А. ПРЕПОРУКЕ ЗА УНАПРЕЂЕЊЕ ЖИВОТНЕ СРЕДИНЕ

1. СМАЊЕЊЕ ЗАГАЂИВАЊА ВАЗДУХА У БОРУ

Смањење загађења ваздуха и цена коју оно намеће, није примарно питање само здравствене политике, нити је само упућено здравственом сектору на решавање. Пре свега, оно је тема за решавање од стране оних сектора, чија делатност је генератор загађености ваздуха. Самим тим, ово питање захтева укључивање свеобухватних владиних ресурса, и то најпре, на нивоу доносиоца одлука, уз доказе о економским последицама загађења и успостављање заједничке платформе за његово решавање (СЗО, 2015).

Чињеница да је, у случају PM_{10} , прекорачење дневне ГВ ($50 \mu g/m^3$) забележено на свим мерним местима урбаних карактеристика, указује на то да је кључни извор емисије честица топионица бакра, лоцирана у близини центра града, заједно са депонијама јаловине, без обзира на годишње доба или вид грејања у граду. Као што је раније речено, ресуспензија прашине са јаловишта, која окружују град, представља извор значајног загађења ваздуха овим полутантом. Коришћење фосилних горива у домаћинствима је уобичајено средство за грејање и кување у руралним насељима која окружују град, и представља значајан извор PM_{10} .

У циљу одржавања нижег нивоа загађења овим полутантом, од изузетне је важности спровести све техничке (и друге) доступне мере превенције, као што су:

- Унапређење ефикасности филтера на извору емисије;
- Рекултивација јаловишта (депонија јаловине)
- Како је до сада мерење концентрација $PM_{2.5}$ и PM_{10} у амбијенталном ваздуху Бора вршено у току мање од трећине дана у календарској години (на пример, само 118 дана у 2017. години), требало би повећати учесталост мерења ових полутаната. У том циљу, неопходно је да се најмање на једном урбаном мерном месту ("Градски парк", на пример) врши систематско праћење PM_{10} , свакодневно, истовремено са мерењем садржаја As, Cd, Ni, Pb у узорцима ове фракције суспендованих честица*. Ово се може постићи додељивањем финансијских средстава SEPA-и, институцији која је одговорна за функционисање и одржавање државне мреже аутоматских мерних станица. Кроз ову меру присуство тешких метала у РМ би било транспарентније, што би омогућило прецизнију корелацију ових резултата са здравственим последицама у изложеним вулнерабилним групама становништва.
- Чак и након изградње нове топионице у Бору (2016.-2018.), садржај As у PM_{10} остао је на нивоу изнад двадесетоструке вредности ГВ. Због тога је неопходно одредити тачне изворе овог загађења, користећи модел алокације извора, као и верификацију емисије As из свих потенцијалних тачкастих извора у оквиру комплекса топионице у Бору, како би се одредило порекло As у суспендованим честицама фракције PM_{10} .

2. СМАЊЕЊЕ ЗАГАЂЕЊА БАСЕНА БОРСКЕ РЕКЕ

Будући приоритетни задаци везано за ревитализацију деградираних водотокова Борске реке су:

- Увођење технологија за пречишћавање отпадних вода у рударству;
- Изградња система за третирање комуналних и индустријских отпадних вода;
- Ревитализација деградираних обалних делова водотока,
- Едукација становништва о заштити вода. С тим у вези, компанија "RTV Bor Group", у оквиру будуће модернизације производње, планира изградњу постројења за пречишћавање отпадних вода из различитих секција производње. Воду, пречишћену на овај начин, треба вратити у процес производње, у складу са стандардима дефинисаним у регулативи (106).

3. РЕКУЛТИВАЦИЈА ДЕГРАДИРАНОГ ПОВРШИНСКОГ СЛОЈА ЗЕМЉИШТА

Пошумљавање и стабилизација јаловине има за циљ очување екосистема. Ефекти рекултивације се одражавају тако што шумски засади омогућавају развој флоре и фауне. Посађене саднице спречавају обилно подизање

прашине до којег би дошло услед локалних ваздушних струјања, чиме се, последично, побољшавају микроклиматски услови. Услови за уређење флотацијских лагуна, након престанка њиховог коришћења, проистичу из основне намене самог земљишта. Површини тла би требало вратити њене амбијенталне ботаничке културе и биљне засаде, и потом ово тло користити као грађевинско земљиште, или у неке друге сврхе. С обзиром на озбиљне последице различитих токсичних елемената пореклом од јаловине на еко-системе и животну средину, питање рекултивације гребена је од непроцењивог значаја за економски друштвени, просторни развој, као и за смањење утицаја на здравље изложене популације, и то не само за ово подручје, већ и шире.

4. ПОДИЗАЊЕ СВЕСТИ О ЖИВОТНОЈ СРЕДИНИ И ЗДРАВЉУ МЕЂУ ОПШТОМ ПОПУЛАЦИЈОМ У БОРУ

Еколошка свест грађана Бора и даље је под доминантним утицајем ефекта озбиљних еколошких проблема у окружењу - загађење ваздуха, воде и пољопривредног земљишта. Појава еколошке свесности у "одрживој свести" ствараће се повезивањем еколошких питања са економским и друштвеним развојем кроз локалну стратегију одрживог развоја, просторне планове и програме технолошког развоја рударства и металургије и развоја пословних грана које су блиско повезане са екологијом.

Б. ЈАВНО-ЗДРАВСТВЕНЕ МЕРЕ

Развијање побољшаних епидемиолошких приступа усвајањем елемената међународних студија спроведених на становништво изложено индустријској контаминацији, користећи постојеће здравствене податке, заједно са јачањем капацитета ИЈЗС и целокупне мреже ЗЈЗ/ИЈЗ за ову врсту активности.

Потребно је спровести одговарајуће епидемиолошке студије како би се здравствени подаци повезали са подацима добијеним путем редовног праћења квалитета ваздуха и да би се спречиле озбиљне здравствене последице изложености животне средине опасним материјама угрожених група становништва које живе у близини загађених локација у Републици Србији. Ово важи и за професионално излагање.

Здравље деце

Да би се описао здравствени профил становништва које живи у околини КЛ, неопходно је размотрити специфичне популационе групе према старости. На децу би требало обратити посебну пажњу, имајући у виду њихову високу осетљивост на агенсе из животне средине, до чега долази услед:

(а) и кад се налазе под идентичним условима животне средине, деца су значајно више изложена присутним агенсима у односу на организам одрасле особе (пример за то је и модел понашања по типу „рука-уста“, т.ј. *pica behavior*); и

(б) физиолошка и метаболичка својства дечијег организма (на пример, повећани унос материја према јединици телесне масе), што доводи до веће осетљивости на токсичне ефекте полутаната из животне средине.

Главна тема Пете Министарске конференције о животној средини и здрављу Регионалне канцеларије СЗО за Европу (2010) била је заштита здравља деце од ризика пореклом из животне средине. Ова тема је нарочито релевантна за контаминирани локалитете на којима изложеност полутантима из животне средине може бити веома висока, а деца чинити и до 20% од укупног броја становника на тој локацији.

У истраживању ризика по здравље деце пореклом из животне средине, кохортне студије од рођења могу бити од велике користи. Ове студије су дизајниране да процене ефекте изложености животној средини и њихове могуће интеракције са генетским факторима и социоекономским карактеристикама. Они се заснивају на растућој свести о здравственим последицама изложености и пре зачећа (изложеност будућих мајки), интраутерине и изложености у раном животу. Ове изложености могу имати различите и значајније последице од изложености током одрасле доби. У кохортним студијама новорођенчади, процењују се и изложености животној средини у раном животу уз коришћење биолошких узорака; ти подаци се могу користити за интегрисану процену изложености у каснијим фазама живота (СЗО, 2013).

У случају КЛ, новорођенчад и деца предшколског узраста се сматрају групом избора за истраживања са коришћењем хуманог биомониторинга из следећих разлога: (а) трансплацентарни пренос загађујућих материја од мајке на фетус; и (б) вулнерабилност плода у свим фазама интраутериног развоја на присуство ксенобиотика.

Хумани биомониторинг

Биомониторинг је кључна алатка у проучавању односа између животне средине и здравља на КЛ. Биомониторинг се односи на: (а) праћење загађивача или њихових метаболита у хуманим биолошким матрицама (на пример, у крви, урину или коси); (б) праћење загађивача или њихових метаболита код животиња или употреба животиња као биоиндикатора; (в)

праћење загађујућих материја у матрицама животне средине (на пример, код маховине или лишaja).

На контаминираним локалитетима, биомониторинг се може користити за различите циљеве: (а) идентификовање присуства датог загађивача у биолошким матрицама, за квалитативну и квантитативну процену изложености; (б) провера ваљаност и/или доследност моделирања дисперзије и/или дифузије; (в) допринос приступима процене изложености на основу вишеструких извора информација.

Биомониторинг може бити посебно користан када су присутни одређени полутанти - на пример, контаминација оловом. Такође, биомониторинг може бити нарочито релевантан у проучавању малих популација, с обзиром на неизбежност нејасноћа у успостављању каузалности у процени ризика. У овим случајевима евалуације изложености, биомониторинга може бити од користи у планирању јавно-здравствених интервенција.

Инкорпорирање хуманог биомониторинга (ХБМ) као научног и политичког инструмента на националном нивоу захтева структуре за прикупљање, похрањивање и анализирање биомаркера, као и платформи за управљање подацима из мониторинга животне средине и здравља и конзистентни оквир за интерпретацију истих. Студије из области хуманог биомониторинга могу допринети процени изложености, помажући локалним властима и стручњацима из јавно-здравствених институција у праћењу ефеката успостављених мера усмерених на смањење саме емисије полутаната и изложености локалног становништва истим.

У ЕУ, реализовано је 3 пројекта са циљем успостављања сталног оквира за активности људског биомониторинга у земљама чланицама: COPNES, DEMOCOPNES и НВМ4ЕУ (спроведено у 28 земаља, уз подршку Европске агенције за животну средину и Европске комисије, финансирани од стране фондова Horizon 2020). Успостављање процедура НВМ у Србији могла би се постићи праћењем имплементације три поменута пројекта у ЕУ.

Поред опште потребе за изградњом капацитета у области НВМ, посебно се треба фокусирати на рањиве групе становништва које живе у близини КЛ.

В. ПРЕПОРУКЕ ЗА ИЗГРАДЊУ МУЛТИСЕКТОРСКИХ КАПАЦИТЕТА ЗА ЗДРАВО ОКРУЖЕЊЕ ИЗЛОЖЕНОГ СТАНОВНИШТВА КОЈЕ ЖИВИ У БЛИЗИНИ КОНТАМИНИРАНИХ ЛОКАЛИТЕТА

Постоји значајан број података о квалитету ваздуха у Бору, посебно за период од 2003. до 2018. године, отада су постали доступни подаци из државне мреже АМС за мониторинг квалитета ваздуха. Без обзира на ову

чињеницу, ове информације нису довољно експлоатисане и препрезентоване широј јавности.

Подаци из државне мреже аутоматског мониторинга квалитета ваздуха (SEPA) у Бору презентовани су веома добро путем интернет апликације. Међутим, редовни годишњи извештаји о квалитету ваздуха који су представљени од стране SEPA садрже само репрезентативне податке, тј. оне потврђене процедуром QA/QC.

Подаци из локалне мреже за праћење квалитета ваздуха су присутни само у виду *pdf* извештаја на web страници општине Бор, па је неопходна боља визуализација ових података.

Такође, неопходно је обезбедити бољу репрезентативност података из локалне мреже за праћење квалитета ваздуха у Бору, како би се постигло реалније стање квалитета ваздуха у Бору на што је могуће више мерних места.

Системски приступ квалитету земљишта дефинисан је Уредбом о праћењу квалитета земљишта, индикаторима за процену ризика од деградације земљишта и методологијом за израду програма ремедијације ("Службени гласник РС", бр. 88/2010), који до сада нису у потпуности имплементирани.

Теме и циљеви за заједнички међуресорски рад

1. Комуникација

Сматра се да су **три аспекта** комуникације од највећег интереса.

Први аспект односи се на **активности обуке које промовишу сарадњу између стручњака из области животне средине и јавног здравља**. У истраживањима животне средине и здравља КЛ, процене изложености животној средини морају бити интегрисане са проценама здравственог ризика. Од великог значаја је успостављање заједничког језика између стручњака из различитих дисциплина. Процена изложености је сложена и изазовна, услед неколико нејасноћа о процесима емисије и дифузије, транспорту и распростирању полутанта, путањама између различитих медијума животне средине (тла, воде, ваздуха и биљног и животињског света) и хумане апсорпције, након уноса. Такође, уобичајени велики проблеми у комуникацији налазе се у признавању и објашњавању ограничености студија и неизвесности њихових резултата. Међусобно разумевање између еколошких и здравствених дисциплина је кључни предуслов за њихову бољу интеграцију и, коначно, за побољшање самих студија. У том смислу, активности обуке, посебно дизајниране да промовишу праву међусекторску сарадњу између стручњака за заштиту животне средине и јавног здравља, идентификују се као први кључни аспект у будућности.

Други аспект је смањивање или уклањање комуникационих препрека између истраживача и креатора политике, како би се истраживањем ефикасно подржао процес доношења одлука.

Трећи аспект је потреба да се развије оквир за доследан превод резултата студија у колоквијални језик, како би се побољшала интерпретација и саопштавање резултата медијима и другим заинтересованим странама. Главне препреке које су идентификоване у томе су: (а) скептицизам о квалитету података; и (б) резултати који одударају од уочених ризика што може бити праћеногубитком кредибилитета и поверења у институције укључене у студије и неадекватност усвојених комуникацијских стратегија. Потреба за транспарентнијим алатом за промовисање учешћа грађана и група за промоцију током целог процеса истраживачких студија су истакнуте као кључни елемент у разумевању и прихватању налаза истраживања.

2. Приступ проблемима животне средине и здравља на КЛ од врха ка доле

Постоји јака потреба за развијањем интензивнијег континуираног низа акција међу највишим владиним службеницима који доносе одлуке и локалне администрације, укључивањем у питања заштите животне средине, посебно за побољшања у следећим областима: финализирање транспозиције правног оквира заштите животне средине релевантног за локалну самоуправу; стицање финансијских средстава на локалном нивоу који су потребни за унапређење животне средине; побољшање инфраструктуре за заштиту животне средине (постројења за пречишћавање отпадних вода, организоване депоније, ...); неадекватна организациона структура локалних управа за бављење питањима животне средине.

Министарства која су кључна за побољшања неопходна у локалним заједницама у којима постоје КЛ су: Министарство за заштиту животне средине; Министарство здравља, Министарство за државну управу и локалну самоуправу. Снажнија веза између ових сектора на локалном нивоу могла би се остварити преко локалних савета за здравље, заједничких активности у вези са угроженим групама становништва које живе у близини КЛ.

3. Интензивирање међународне сарадње у оквиру већ успостављеног учешћа Републике Србије у међународним телима

Као што је већ поменуто, Република Србија активно учествује у бројним међународним телима/платформама, које функционишу на мултисекторској основи. Неки од њих могу помоћи у оба сектора да постигну значајне добитке у процесу одговорног управљања ЦС у будућности.

а. Декларација Шесте министарске конференције о животној средини и здрављу (Острава, јуни 2017) наводи да високи представници држава

чланица и важне међународне организације

(http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0007/341944/OstravaDeclaration_SIGNED.pdf):

- Нагласити да свака државна и јавно-здравствена служба на свим нивоима власти дели заједничку одговорност за очување глобалног окружења кроз интерсекторску сарадњу и учешће грађана, као и за промовисање и заштиту здравља од свих опасности пореклом из животне средине у свим генерацијама и у свим политикама. Због тога владе и институције јавног здравља требају бити свесни да њихове одлуке, акције и операције могу утицати на животну средину и здравље људи, како унутар тако и преко граница сваке земље;

- Подржати активности у спречавању и уклањању штетних утицаја на животну средину и здравље, трошкова и неједнакости у вези с управљањем отпадом и контаминираним локалитетима, напредујући ка уклањању неконтролисаног и незаконитог одлагања отпада, као и одговорном управљање отпадом и контаминираним локалитетима у контексту транзиције ка успостављању циркуларне економије.

Република Србија активно учествује у Европском процесу за животну средину и здравље (ЕЕНР), у којем су заступљена оба релевантна сектора. Као што је наведено у Декларацији из Острове, свака држава чланица прихватила је обавезу израде Националног Портфолија Активности, у којем ће, по први пут бити заступљена и област управљања контаминираним локалитетима.

б. Под окриљем међународне и међусекторске сарадње учествујући у платформи SAICM, Република Србија има своје представнике из сектора заштите животне средине и здравства, са националним кореспондентом за SAICM и представником здравственог сектора у Глобалној хемијској и здравственој мрежи СЗО.

в. Република Србија активно учествује у пројекту COST Action IS1408 (Индустријски контаминирани локалитети и здравствене мреже, 2015-2019), заједно са 35 земаља из европског региона. Ова акција је снажно подржана од стране Европског региона СЗО и Европског центра за животну средину и здравље СЗО (Бон, Немачка).

г. Заступајући интересе Републике Србије, SEPA активно учествује и Радној групи за контаминирани локалитете и браунфилд локације (Working group on contaminated sites and brownfields), састављену од чланова националних референтних центара (NRCs) са мандатом датим од стране ЕЕА Eionet NRC Soil.

д. Република Србија је члан Међународног комитета за контаминирани

земљишта (International Committee on contaminated land), мреже креатора политике за управљање контаминираним земљиштем, регулатора и техничких саветника ресора животне средине, који се професионално баве управљањем контаминираним земљиштем. У области управљања контаминираним локалитетима, Република Србија прима финансијска средства и стручну помоћ од различитих UN организација.

Сазнање да је Република Србија значајно укључена у међународну сарадњу у широкој области заштите животне средине, чини је подобном за одрживо планирање даљих акција у сузбијању озбиљних проблема који су присутни деценијама, а као резултат лошег управљања индустријским загађеним локалитетима, у складу са Агендом одрживог развоја до 2030.године, чија је она потписница.

РЕФЕРЕНЦЕ

1. J.M. Basahi, I.M. Ismail and I.A.Hassan. A Global Challenge of Air Pollution and Public Health: A Mini Review – *Advances in Environmental Biology* (21), 2014: 281-288
2. Manisalidis I, Stavropoulou E, Stavropoulos A and Bezirtzoglou E (2020) Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. *Front. Public Health* 8:14. doi: 10.3389/fpubh.2020.00014
3. David Briggs, Environmental pollution and the global burden of disease. *British Medical Bulletin* 2003; 68: 1–24 *British Medical Bulletin*, Vol. 68 DOI: 10.1093/bmb/ldg019
4. Eze IC, Schaffner E, Fischer E, Schikowski T, Adam M, Imboden M, et al. Long-term air pollution exposure and diabetes in a population-based Swiss cohort. *Environ Int.* (2014) 70:95–105. doi: 10.1016/j.envint.2014.05.014
5. Richards, J.H. (1997) Small particles, big problems? *Biologist* 44: 249-251
6. Pope CA 3rd, Dockery DW. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag Assoc.* 2006 Jun; 56(6):709-42. doi: 10.1080/10473289.2006.10464485. PMID: 16805397.
7. Cassee, F.R., Groten J.P., Van Bladeren P.J, Feron V.J. (1998). Toxicological evaluation and risk assessment of chemical mixtures. *Crit.Rev.Toxicol.* 28(1): 73-101.
8. L.B. Lave, E.P. Seskin, *Air pollution and human health*, Baltimore, MD: The John Hopkins University Press, 1977.
9. D.A Vallero, *Fundamentals of Air Pollution*, Academic Press, 273–275, 2008.
10. A Thorpe, R.M. Harrison, *Source and Properties of Non-Exhaust Particulate Matter from Road Traffic: A Review*, *The Science of the Total Environment*, 400, 270–282, 2008.
11. C.A. Pope, R.T. Burnett, M.J. Thun, E.E. Calle, D. Krewski, K. Ito, G.D Thurston, Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, *J. Am. Med. Assoc.*, 287, 1132–1141, 2002.
12. W. Birmili, A.G. Allen, F. Bary, R.M. Harrison, *Trace Metal Concentrations and Water Solubility in Size-Fractionated Atmospheric Particles and Influence of Road Traffic*, *Environ. Sci. Technol.*, 40, 1144–1153, 2006.

13. C.C. Lin, S.J. Chen, K.L. Huang, W.I. Hwang, G.P. Chang-Chien, W.Y. Lin, Characteristics of metals in nano/ultrafine/fine/coarse particles collected beside a heavily trafficked road, *Environ. Sci. Technol.*, 39, 8113–8122, 2005.
14. F.W. Lipfert, J. Zhang, R.E. Wyrza, Infant mortality and air pollution: a comprehensive analysis of U.S. data for 1990, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 50, 1350–1366, 2000.
15. S. Lennon, Z. Zhang, R. Lessmann, S. Webster, Experiments on particle deposition in human upper respiratory system, *Aerosol. Sci. Technol.*, 28, 464–474, 1998.
16. D.W. Dockery, D.C.A. Pope III, X. Xu, J.D. Spengler, J.H. Ware, M.E. Fay, B.G. Ferris, F.E. Speizer, An Association between Air Pollution and Mortality in Six US Cities, *N. Engl. J. Med.*, 329, 1753–1759, 1993.
17. G.S. Leonardi, D. Houthuijs, P.A. Steerenberg, T. Fletcher, B. Amstrong, T. Antova, Immune biomarkers in relation to exposure to particulate matter: a cross-sectional survey in 17 cities of central Europe. In Grant, L.D., ed. *PM2000: particulate matter and health. Inhalation Toxicol.*, 12 (suppl.4), 1–14, 2000.
18. U. Gehring, J. Cyrus, G. Sedlmeir, B. Brunekreef, T. Bellander, P. Fischer, C.P. Bauer, D. Reinhardt, H.E. Wichmann, J. Heinrich, Traffic-related air pollution and respiratory health during the first 2 yrs. of life, *Eur. Respir. J.*, 19, 690–698, 2002.
19. J.G. Wallenborn, M.J. Schladweiler, J.H. Richards, U.P. Kodavanti, Differential pulmonary and cardiac effects of pulmonary exposure to a panel of particulate matter-associated metals, *Toxicology and Applied Pharmacology*, 241, 71–80, 2009. 1182 C. Radulescu et al. 12
20. A. Nel, D. Diaz-Sanchez, N. Li, The role of particulate pollutants in pulmonary inflammation and asthma: evidence for the involvement of organic chemicals and oxidative stress, *Curr. Opin. Pulm. Med.*, 7, 20–26, 2001.
21. L. Ntziachristos, Z. Ning, M.D. Geller, R.J. Sheesley, J.J. Schauer, C. Sioutas, Fine, ultrafine and nanoparticle trace element compositions near a major freeway with a high heavy-duty diesel fraction, *Atmos. Environ.*, 41, 5684–5696, 2007b.
22. N. Li, C. Sioutas, A. Cho, D. Schmitz, C. Misra, J. Sempf, M.Y. Wang, T. Oberley, J. Froines, A. Nel, Ultrafine particulate pollutants induce oxidative stress and mitochondrial damage, *Environ. Health Perspect.*, 111, 455–460, 2003.
23. C.A. Pope, R.T. Burnett, G.D. Thurston, M.J. Thun, E.E. Calle, D. Krewski, J.J. Godleski, Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution – Epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease, *Circulation*, 109, 71–77, 2004.
24. G. Hock, B. Brunekreef, A. Verhoeff, J. van Wijnen, P. Fischer, Daily mortality and air pollution in the Netherlands, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 50, 1380–1389, 2000.
25. F. Horak, M Studnicka, C. Gartner, J. D. Spengler, E. Tauber, R. Urbanek, A Veiter, T. Fischer, Particulate matter and lung function growth in children: a 3-yr follow-up study in Austrian schoolchildren, *Eur. Respir. J.*, 19, 838–845, 2002.
26. C.A. Pope III, R.T. Burnett, G.D. Thurston, M.J. Thun, E.E. Calle, D. Krewski, J.J. Godleski, Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution, *Circulation*, 109, 71–77, 2004.
27. WHO (2013) Ten chemicals of major health concern. [online]. Retrieved from: www.who.int/ipcs/assessment/public_health/chemicals_phc/en/index.html
28. WHO Chemical Safety - Activity Report 2015
https://www.who.int/ipcs/IPCS_ActivityReport2015.pdf

29. M. T. Ny, B. K. and Lee, "Size distribution airborne particulate matter and associated metallic elements in an urban area of an industrial city in Korea" in *Aerosol and Air Quality Research*, 11:643-653 (2011).
30. M. Á. de. B. C. Menezes E. C. P. Maia, C. de. V. S. Sabino, J. R. Batista, O. F. Neves, C. Albinati, S. S. Filho, and S. V. de. M. Mattos, *Workplace and occupational health: The first metal evaluation using nuclear and analytical techniques in the state of Minas Gerais, Brazil*, International Atomic Energy Agency (IAEA), 17-40 (2008).
31. M. Manousakas, K. Eleftheriadis, and H. Papaefthymiou, "Characterization of PM10 Sources and Ambient Air Concentration Levels at Megalopolis City (Southern Greece) Located in the Vicinity of Lignite-Fired Plants" in *Aerosol and Air Quality Research*, 13:804-817 (2013).
32. S. Han, H. Bian, Y. Zahng, J. Wu, Y. Wang, X. Tie, Y. Li, X. Li, and Q. Yao, "Effect of aerosol on visibility and radiation in spring 2009 in Tianjin, China" in *Aerosol and Air Quality Research*, 12:211-217 (2012).
33. C. I. Davidson, R. F. Phalen, and P. A. Soomon, "Airborne particulate matter and human health: A review" in *Aerosol and Air Quality Research*, 39:737-749 (2006).
34. S. Becker, L. A. Dailey, J. M. Soukup, S. C. Grambow, R. B. Delvin, and Y. C. T. Huang, "Seasonal variations in air pollution particle-induced inflammatory mediator release and oxidative stress" in *Environmental and Health Perspective*, 113:1032-1038 (2005).
35. bioavailability Spear, Terry M., et al. "Chemical Speciation of Lead Dust Associated with Primary Lead Smelting." *Environmental Health Perspectives*, vol. 106, no. 9, [National Institute of Environmental Health Sciences, Brogan & Partners], 1998, pp. 565–71, <https://doi.org/10.2307/3434231>.
- 36. Boutron CF, Patterson CC; The occurrence of lead in the Antarctic recent snow, firm deposited over the last two centuries and prehistoric ice; *Geochim Cosmochim Acta*; 47: 1355-1368**
- 37. Inorganic Lead (International Programme on Chemical Safety, IPCS), *Environmental Health Criteria No.165, 1995 (World Health Organization, Geneva)***
38. Goyer RA, Results of lead research: prenatal exposure and neurological consequences. *Environ Health Perspect* 104: 1050-1054 (1996)
39. Mahaffey KR. Environmental Lead Toxicity: nutrition as a component of intervention. *Environ Health Perspect* 89: 75 – 78 (1990)
40. Rabinowitz M. et al. Magnitude of lead intake from respiration by normal man. *J Lab Clin Med* 90: 238-240 (1977)
41. Sargent JD, The Role of Nutrition on the Prevention of Lead Poisoning in Children. *Pediatr Ann* 23:636 – 642 (1994)
42. Mykkanen HM, Gastrointestinal Absorption of Lead (²⁰³Pb) in Chicks: Influence of Lead, Calcium and Age. *J Nutr* 11: 1757-1765 (1981).
43. Fulmer CS. Intestinal interactions of Lead and Calcium. *Neurotoxicology* 13: 799 – 808 (1992).
44. Six KM, Goyer RW. Experimental Enhancement of Lead Toxicity by Low Dietary Calcium. *J Lab Med* 76: 933 – 942 (1970)

45. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), Toxicological Profile of Lead. Atlanta, US, Dept. of Health and Human Sciences
46. Silbergeld et al, Lead and osteoporosis: mobilization of lead from bone in postmenopausal women. *Environ Res* 47(1): 79 – 94 (1988)
47. Dalley JW, Gupta PK, A Physiological Pharmacokinetic Model Describing the Deposition of Lead in the Absence and Presence of L-Ascorbic acid in Rats. *Toxicol. Lett.* 50:337-348 (1980)
48. Niazi S, Lim J: Effects of ascorbic acid on the renal excretion of lead in rats. *J Pharm Sci* 71:1189-1190, 1982.
49. Suzuki T, Yoshida A.: Effectivnes of dietary iron and ascorbic acid in the prevention and cure of long-term lead toxicity. *J Nutr* 109: 1974-1978 (1978)
50. Dawson EB, Evans DR. The Effects of Ascorbic Acid Supplementation on the Blood Lead Levels of Smokers, *J. Am. Coll. Nutr.* (1999.); 18 (2): 166-170.
51. Manton WI, Angle CR, Acquisition and Retention of Lead by Young Children; *Environ. Res.* 82 (1): 60-80 (2000.)
52. Walter SD, Yankel AJ, Won Lindern IH; Age specific risk factors for lead absorption in children; *Arch. Environ. Health* 1980; 35 (19): 57-58
53. Rabinowitz MB, et al. Kinetic Analysis of Lead Metabolism in Healthy Human, *J. Clin. Invest;* 58: 260-270 (1976)
54. Griffin T.B., et al. Biological and clinical effects of continuous exposure to airborne particulate lead. *Rh Hig Toksikol* 26: 191-208 (1975)
55. De Silva PE, et al., Determination of lead in plasma and studies on its relationship in erythrocytes, *Br J Ind Med* 38:209-17. (1981)
56. Colombo A., The underdefined nature of the blood lead relationship from biological and statistical grounds. *Atmos. Environ.* 19: 1485 – 1493 (1985)
57. Gerhardson et al. Lead in tissues of deceased lead smelter workers. *J Trace Elem Med Biol* 9: 136 – 43 (1995)
58. Barry PSI, A comparison of concentrations of lead in human tissue. *Br J Ind Med* 38: 61 – 71 (1975)
59. Auf der Heide et al. Selected aspects of the spatial distribution of lead in bone. *Neurotoxicology* 13 : 809 – 20 (1992)
60. Gross et al. Lead in human tissues. *Toxicol Appl Pharmacol* 32:638–51 (1975)
61. Pyatt FB, The heavy metal content of skeletons from an ancient matelliferous polluted arrea in southern Jordan with particular reference to bioaccumulation and human health. *Ecotoxicol Environ Saf*, 60 (3): 295 -300 (2005)
62. Gardella C. Lead exposure in pregnancy: a review of the literature and argument for routine prenatal screening (Review) *Obstet Gynecol Survey;* 56: 231-8 (2001)

63. Chuang H, Schwartz J, et al. Interrelations of lead levels in bone, venous blood, and umbilical cord blood with exogenous lead exposure through maternal plasma lead in peripartum women. *Environ Health Perspect*; 109:527-32. (2001)
64. Gulson BL, Pounds JG, Estimation of cumulative lead release (lead flux) from the maternal skeleton during pregnancy and lactation. *J Lab Clin, Med*; 134: 631-40 (1999)
65. Li PJ, Sheng YZ, Transfer of lead via placenta and breast milk in humans. *Biomed Environ Sci*; 13: 85-9 (2000).
66. Zawia NH, Harvy GJ, Developmental exposure to lead interferes with glial and neuronal differential gene expressions in the rat cerebellum. *Toxicol Appl Pharmacol*; 138: 43-7 (1996)
67. Rossi E, Taketani S, Garcia-Webb P, Lead and terminal mitochondrial enzymes of heme biosynthesis. *Biomed Chronology*, Vol.7: 1-6, (1993).
68. Robert F. Labbé (1999), Zinc Protoporphyrin: A metabolite with a Mission. *Clin Chem Vol. 45; 12: 2060 – 72.*
69. Pam Factor-Litvak, Vesna Slavkovich, Dusan Popovac (1998), Hyperproduction of Erythropoietin in non-anemic Lead-exposed Children. *Environ Health Perspect 106 (6): 361-64.*
70. Kim Y, Yoo C, Lee CR; Evaluation of activity of erythrocyte pyrimidine 5'-nukleotidase (P5N) in lead-exposed workers with focus on the effect on hemoglobin. *Ind Health, Vol. 40; 1: 23-27 (2002).*
71. Fowler B.A., DuVal G.E. (1991), Effect of lead on the kidney: roles of high affinity lead-binding proteins. *Environ Health Perspect. 91: 77-80*
72. Rosen JF, Chesney RW. Reduction in 1,25-dihydroxyvitamin D in children with increased lead absorption. *N Engl J Med 302:1128-31 (1980)*
73. Haynes E.N, Dietrich K, Lanphear B. Vitamin D receptor FOK1 polymorphism and blood lead concentration in children – Children's Health; *Environ Health Perspect 111: 1665-69.*
74. C-J Shian, J-D Wang and P-C Chen (2004), Decreased fecundity among male lead workers. *Occup Environ Med; 61:915-23*
75. Apostoli P, Bellini A, Porru S (2000), The effect of lead on male fertility; a time to pregnancy (TTP) study. *Am J Ind Med 38: 310-315*
76. Murphy MJ, Graziano JH, Popovac D. (1990), Past pregnancy outcomes among women living in the vicinity of a lead smelter in Kosovo Yugoslavia. *Am J Public Health, 80: 30-35*
77. Kang H.K. et al. (1983), Determination of blood lead elimination patterns of primary lead smelter workers; *J Toxicol Environ Health, 11:199 – 210*
78. ATSDR, 2007a

79. International Agency for Research on Cancer (IARC). IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risks to Humans, Vol 100 C, Arsenic, Metals, Fibers and Dusts; IARC: Lyon, France, 2012.
80. Mandal, B.K.; Suzuki, K.T. Arsenic round the world: A review. *Talanta* 2002, 58, 201–235.
81. Matschullat, J. Arsenic in the geosphere—A review. *Sci. Total Environ.* 2000, 249, 297–312.
82. Buchet, J.P.; Roels, H.; Lauwerys, R.; Braux, P.; Claeys-Thoreau, F.; Lafontaine, A.; Verduyn, G. Repeated surveillance of exposure to cadmium, manganese, and arsenic in school-age children living in rural, urban, and nonferrous smelter areas in Belgium. *Environ. Res.* 1980, 22, 95–108.
83. Carrizales, L.; Razo, I.; Tellez-Hernandez, J.I.; Torres-Nerio, R.; Torres, A.; Batres, L.E.; Cubillas, A.; Diaz-Barriga, F. Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosi, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. *Environ. Res.* 2006, 101, 1–10.
84. Frost, F.; Harter, L.; Milham, S.; Royce, R.; Smith, A.H.; Hartley, J.; Enterline, P. Lung cancer among women residing close to an arsenic emitting copper smelter. *Arch. Environ. Health* 1987, 42, 148–153.
85. Landrigan, P.J.; Baker, E.L. Exposure of children to heavy metals from smelters: Epidemiology and toxic consequences. *Environ. Res.* 1981, 25, 204–224.
86. Newhook, R.; Hirtle, H.; Byrne, K.; Meek, M.E. Releases from copper smelters and refineries and zinc plants in Canada: Human health exposure and risk characterization. *Sci. Total Environ.* 2003, 301, 23–41.
87. Yang, G.; Ma, L.; Xu, D.; Li, J.; He, T.; Liu, L.; Jia, H.; Zhang, Y.; Chen, Y.; Chai, Z. Levels and speciation of arsenic in the atmosphere in Beijing, China. *Chemosphere* 2012, 87, 845–850.
88. Csavina, J.; Field, J.; Taylor, M.P.; Gao, S.; Landazuri, A.; Betterton, E.A.; Saez, A.E. A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Sci. Total Environ.* 2012, 433, 58–73
89. Smedley, P.L., Kinniburgh, D.G., 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Appl. Geochem.* 17, 517–568.
90. Vimercati, L., Gatti, M.F., Gagliardi, T., Cuccaro, F., De Maria, L., Caputi, A., Quarato, M., Baldassarre, A., 2017. Environmental exposure to arsenic and chromium in an industrial area. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 24, 11, 528–535.
91. Ebert, F., Weiss, A., Bultemeyer, M., Hamann, I., Hartwig, A., Schwerdtle, T., 2011. Arsenicals affect base excision repair by several mechanisms. *Mutat. Res.* 715, 32–41.
92. Styblo, M., Drobna, Z., Jaspers, I., Lin, S., Thomas, D.J., 2002. The role of biomethylation in toxicity and carcinogenicity of arsenic: a research update. *Environ. Health Perspect.* 110 (Suppl. 5), 767–771.
93. Drobna, Z., Styblo, M., Thomas, D.J., 2009. An overview of arsenic metabolism and toxicity. *Curr. Protoc. Toxicol.* 42:4 (31), 31–34 (31 36).

94. Bustaffa, E., Stoccoro, A., Bianchi, F. *et al.* Genotoxic and epigenetic mechanisms in arsenic carcinogenicity. *Arch Toxicol* **88**, 1043–1067 (2014). <https://doi.org/10.1007/s00204-014-1233-7>
95. Hubaux, R., Becker-Santos, D.D., Enfield, K.S., Rowbotham, D., Lam, S., Lam, W.L., Martinez, V.D., 2013. Molecular features in arsenic-induced lung tumors. *Mol. Cancer* **12**, 20.
96. Sage, A.P., Minatel, B.C., Ng, K.W., Stewart, G.L., Dummer, T.J., Lam, W.L., Martinez, V.D., 2017. Oncogenomic disruptions in arsenic-induced carcinogenesis. *Oncotarget* **8**, 25736–25755.
97. Bhattacharjee, P., Chatterjee, D., Singh, K.K., Giri, A.K., 2013a. Systems biology approaches to evaluate arsenic toxicity and carcinogenicity: an overview. *Int. J. Hyg. Environ. Health* **216**, 574–586.
98. Feseke, S.K., St-Laurent, J., Anassour-Sidi, E., Ayotte, P., Bouchard, M., Levallois, P., 2015. Arsenic exposure and type 2 diabetes: results from the 2007–2009 Canadian Health Measures Survey. In: *Health Promotion and Chronic Disease Prevention in Canada: Research, Policy and Practice*. 35. pp. 63–72.
99. Nong, Q., Zhang, Y., Guallar, E., Zhong, Q., 2016. Arsenic exposure and predicted 10-year atherosclerotic cardiovascular risk using the pooled cohort equations in U.S. hypertensive adults. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **13**.
100. Robles-Osorio, M.L., Sabath-Silva, E., Sabath, E., 2015. Arsenic-mediated nephrotoxicity. *Ren. Fail.* **37**, 542–547.
101. Sage et al., 2017; Sage, A.P., Minatel, B.C., Ng, K.W., Stewart, G.L., Dummer, T.J., Lam, W.L., Martinez, V.D., 2017. Oncogenomic disruptions in arsenic-induced carcinogenesis. *Oncotarget* **8**, 25736–25755.
102. Brenda C. Minatel, Adam P. Sage, Christine Anderson, Roland Hubaux, Erin A. Marshall, Wan L. Lam, Victor D. Martinez, Environmental arsenic exposure: From genetic susceptibility to pathogenesis, *Environment International*, Volume 112, 2018, Pages 183-197, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.12.017>.
103. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) Public Health Statement Arsenic CAS#: 7440-38-2 <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2-c1-b.pdf>
104. European Commission Soil Contamination: Impact on Human Health, In-depth Report. European Commission - Science for Environment Policy, Issue 5, 2013. http://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/IR5_en.pdf
105. Arslan, B., Akun, E., Djamgoz, M.B.A, ARSENIC: A Review on Exposure Pathways, Accumulation, Mobility and Transmission into Human Food Chain, in Springer International Publishing Switzerland 2016 P. de Voogt (ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 243*, DOI 10.1007/398_2016_18
106. Milijašević et al., 2011 Water quality assessment of the Borska Reka river using the WPI (Water Pollution Index) method; *Archives of Biological Sciences* **63**(3):819-824

Ова публикација је настала у оквиру пројекта Београдске отворене школе „Зелени инкубатор“, који се спроводи уз финансијску подршку Европске уније и Фондације Фридрих Еберт. Ставови и мишљења аутора изнети у овој публикацији не представљају званичне ставове Европске уније, Фондације Фридрих Еберт ни Београдске отворене школе, и за њих је искључиво одговоран аутор.

CIP - Каталогизација у публикацији
Народна библиотека Србије, Београд

502.3:502.175

502.3:[504.5:668.018.647(497.11)]

ПРОЈЕКАТ: Заједно до чистог ваздуха. - Бор : Штампариија Терција,
2021 (Бор : Терција). - 71 стр. : илустр. ; 24 см

"Ова публикација је настала у оквиру пројекта Београдске отворене школе 'Зелени инкубатор' ... " --> стр. 69. - Тираж 400. - Библиографија уз текст. - Садржај с насл. стр.: Биомониторинг квалитета ваздуха / Снежана Шербула. Утицај присуства олова и арсена у РМ10 и РМ2.5 честицама на здравље људи са освртом на ризике којима су изложени становници Бора / Бранислава Матић Савићевић.

ISBN 978-86-87041-57-8

а) Ваздух -- Контрола квалитета б) Ваздух -- Загађење тешким металима --
Бор

COBISS.SR-ID 51708937

