

VPLIV RADIOLOŠKO ONESNAŽENEGA OKOLJA NA RASTLINE

IMPACT OF THE RADIOLOGICALLY CONTAMINATED AREA ON PLANTS

Petra Planinšek

dr., Ministrstvo za okolje in prostor, Uprava Republike Slovenije za jedrsko varnost, Litostrajska cesta 54, Ljubljana, petra.planinsek@gov.si

Borut Smodiš

prof. dr., Institut »Jožef Stefan«, Jamova cesta 39, Ljubljana, borut.smodis@ijs.si

Mednarodna podiplomska šola Jožefa Stefana, Jamova cesta 39, Ljubljana

Ljudmila Benedik

prof. dr., Institut »Jožef Stefan«, Jamova cesta 39, Ljubljana, ljudmila.benedik@ijs.si

Mednarodna podiplomska šola Jožefa Stefana, Jamova cesta 39, Ljubljana

Povzetek

V Sloveniji in svetu je veliko območij, kjer je vsebnost naravnih radionuklidov povišana zaradi različnih človekovih dejavnosti kot tudi naravnih procesov. V Sloveniji je to Žirovski vrh, kjer je v preteklosti potekalo intenzivno pridobivanje urana iz uranove rude. Na podlagi izsledkov predstavljenega laboratorijskega poskusa smo poglobili poznavanje procesov biološkega privzema naravnih radionuklidov v specifičnem okolju. Kakšen bo privzem radionuklidov v rastline, je odvisno od lastnosti posameznih rastlin, kemijskih lastnosti radionuklidov in razmer v zemlji. Da je poznavanje obnašanja radionuklidov v okolju zelo pomembno, se pokaže predvsem pri odlagališčih TENORM.

Abstract

Naturally occurring radionuclides are wide spread in the environment in Slovenia as well as around the world as a consequence of discharging radionuclides into the environment due to human activities and natural processes. In Slovenia, such area is Žirovski vrh, where uranium ore was excavated in the past. Therefore, the aim of the laboratory experiment was to expand knowledge about the plants' biological uptake of radionuclides in a specific environment. The plant uptake characteristics mainly depend on plant species, chemical nature of the radionuclides and soil properties. The added value of the understanding of radionuclides in the environment is proven to be especially valuable in case of TENORM waste disposals.

Uvod

Radioaktivne snovi naravnega izvora so povsod v okolju in so lahko škodljive ljudem in drugim živim bitjem. Radionuklide naravnega izvora, ki se v okolju kopičijo zaradi procesov v naravi, imenujemo NORM (angl. *Naturally Occurring Radioactive Materials*). Če pride do kopičenja zaradi različnih tehnoloških procesov, jih imenujemo TENORM (angl. *Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials*). Tehnološke dejavnosti, ki imajo za posledico povišanje radionuklidov naravnega izvora v okolju, so rudarjenje in predelava uranove rude, rudarjenje premoga in njegova uporaba v termoelektrarnah, industrija titanovega oksida, predelava fosfatov ter rudarjenje in predelava rud za pridobivanje različnih kovin, uporaba umetnih gnojil (Pöschl in Nollet, 2007; Van der Strich in Kirchmann, 2001, Pucelj in Martinčič, 1990).

Zaradi mobilnosti in biološke dostopnosti v okolju so nizke vsebnosti naravnih radionuklidov prisotne v vsaki hrani in pitni vodi (Benedik in Jeran, 2012; Pöschl in Nollet, 2007), kar pomeni, da lahko pride do nastanka stohastičnih (verjetnostnih) učinkov ionizirajočega sevanja na organizem. Stohastični učinki nimajo praga in so do določene mere prisotni pri vsakršni izpostavitvi radionuklidom, zato pri vsakršni izpostavitvi radionuklidom obstaja določeno tveganje za nastanek le-teh. Med stohastične učinke spada tudi povečano tveganje za nastanek rakastih obolenj (ICRP, 2007). Radiotoksičnost radionuklidov je povezana s fizikalnim procesom razpada nestabilnih jeder, pri katerem se sprosti velika količina energije. Del te energije se pretvori v kinetično energijo delcev alfa in beta oziroma v sevanje gama žarkov. Zaradi sorazmerno velike energije lahko ti delci in sevanje gama poškodujejo celične strukture, kar pri nižjih vsebnostih radionuklidov povzroča stohastične učinke (ICRP, 2007, Pucelj in Martinčič, 1990).

V Slovenji je več območij, kjer prihaja do kopičenja NORM ali TENORM v okolju. Med njimi je tudi območje Žirovskega vrha, kjer je od 1984 do 1990 potekalo pridobivanje uranovega koncentrata iz uranove rude. Glavni stranski produkti predelave uranove rude so bili hidrometalurška jalovina (HMJ), ki je odložena na odlagališču Boršt, ter jamska jalovina in rdeče blato, ki sta odložena na odlagališču Jazbec. V HMJ se nahajajo visoke specifične aktivnosti ^{238}U (uran) (995 Bq kg^{-1}), ki ni bil popolnoma izlužen, kot tudi ostalih radionuklidov iz uranove razpadne vrste: ^{230}Th (torij) je 3930 Bq kg^{-1} , ^{226}Ra (radij) je 8630 Bq kg^{-1} in ^{210}Pb (svinec) je 7400 Bq kg^{-1} . Rdeče

blato, ki je odloženo na odlagališču Jazbec, je netopen ostanek po nevtralizaciji tehnološke vode z apnom in ima značilno rdečkasto barvo zaradi vsebnosti železovega hidroksida. V rdečem blatu so aktivnosti radionuklidov v primerjavi s HMJ bistveno nižje (^{238}U je 495 Bq kg^{-1} , ^{226}Ra je 190 Bq kg^{-1} in ^{210}Pb je 3500 Bq kg^{-1}), vendar še vedno dovolj visoke, da imajo lahko vpliv tako na zdravje ljudi kot tudi na samo okolje. Izjemoma pa so koncentracije aktivnosti ^{230}Th precej višje, in sicer 65100 Bq kg^{-1} , kar je posledica dejstva, da je torij po obarjanju urana iz lužnice z amonijakom ostal v tehnološki vodi in se je nato po njeni nevtralizaciji z apnom oboril ter ostal močno



Slika 1:
Redkev po dveh in po petih mesecih rasti (foto: P. Planinšek)
Figure 1:
Radish after two and after five months of growth (Photo: P. Planinšek)



Slika 2:
Ohrovt po enem in po petih mesecih rasti (foto: P. Planinšek)
Figure 2:
Savoy after one and after five month of growth (Photo: P. Planinšek)



Slika 3:
Rukola po enem in po petih mesecih rasti (foto: P. Planinšek)
Figure 3:
Rocket after one and after five months of growth (Photo: P. Planinšek)

skoncentriran v tej oborini. Kljub vsemu je masna bilanca ^{230}Th med odlagališčema 1 (Križman in drugi, 1995; Vreček in Benedik 2002, Benedik in drugi, 2003; RŽV, 2017). Odlagališči jalovine sta že sanirani, vendar lahko naravni procesi povzročijo migracijo določenih radionuklidov iz odlagališč v okolico. Na območju je vzpostavljen redni nadzor nad radioaktivnostjo v okolju, ki poteka že poltretje desetletje, in sicer že od začetkov poskusne proizvodnje uranovega koncentrata leta 1985 (URSJV, 2016).

Radionuklidi lahko iz okolja prehajajo v rastline ter se po prehranski verigi koncentrirajo, kar pomeni, da se njihova vsebnost po prehranski verigi povečuje. V rastline prehajajo na dva načina: (1) z usedanjem iz zraka na rastline ter (2) prek koreninskega sistema iz zemlje (IAEA, 2010). Dostopnost radionuklidov rastlini se izraža s koncentracijskim razmerjem (CR vrednost), ki je razmerje med koncentracijo aktivnosti posameznega radionuklida v suhi masi rastline ter koncentracijo aktivnosti le-tega v suhi masi zemlje (IAEA, 2010; Van der Strich in Kirchmann, 2001). Privzem v rastline je odvisen od lastnosti posameznih rastlin, kemijskih lastnosti radionuklidov ter pogojev v zemlji, kot so pH, redoks potencial, mikrobiološka aktivnost, vsebnost organske snovi (Sanzharova in drugi, 2009; Van der Strich in Kirchmann, 2001). Koncentracijska razmerja so pomemben vhodni podatek pri napovedovalnih modelih ter pri ocenah sevalne obremenitve tako ljudi kot tudi okolja (IAEA, 2010; Van der Strich in Kirchmann, 2001). Koncentracijska razmerja se uporabljajo tudi za ugotavljanje primernosti rastlin za fitoremediacijske namene, tj. za odstranjevanje onesnažil iz okolja s pomočjo rastlin. Da je rastlina primerna za fitoremediacijo, mora biti CR večji od ena (Blaylock in drugi, 1997; Madruga in drugi, 2001; Yoon in drugi, 2006).

Na Institutu »Jožef Stefan« na Odseku za znanosti o okolju smo izvedli kontroliran laboratorijski poskus prenosa izbranih naravnih radionuklidov (^{238}U , ^{230}Th ,

^{226}Ra in ^{210}Pb) iz rastnega substrata, ki smo mu dodali HMJ iz bivšega rudnika urana (Žirovski vrh), v različne rastline, kot so redkev, ohrovt in rukola. Prav tako smo želeli ovrednotiti vpliv pedoloških parametrov na biološko dostopnost naravnih radionuklidov.

Potek raziskave

V laboratorijskih razmerah smo ovrednotili prenos radionuklidov iz tal, onesnaženih s HMJ, v tri različne vrste rastlin, ki se uporabljajo v prehrani, in sicer v redkev, ohrovt in rukolo. Redkev (*Raphanus sativus* 'Poletna bela', Semenarna Ljubljana, d. d.) (slika 1) smo izbrali, ker ima užiten podzemni del, in ohrovt (*Brassica oleracea* L. ssp. *oleracea* var. *Sabauda* 'Eisenkopf', Semenarna Ljubljana, d. d.) (slika 2) kot rastlino z užitnim nadzemnim delom. Rukola (*Diplomatix tenuifolia* (L.) DC., Semenarna Ljubljana, d. d.) (slika 3) je bila izbrana kot rastlina, katere pomen v prehrani je vse večji (D'Antuono in drugi, 2009). Vse tri vrste zelenjave sodijo v družino Brassicaceae (križnice). Za križnice je značilno, da imajo povečano sposobnost privzema različnih onesnažil (na primer radionuklidov) v užitne dele rastline (Duqu ne in drugi, 2009; Ebbs in drugi, 1998; Huang in drugi, 1998; Liu in drugi, 2000; Soudek in drugi, 2010). Rastline smo posejali v predhodno pripravljene mešanice komercialno dostopnega rastnega substrata in HMJ, ki so predstavljale različne scenarije onesnaženosti. Mešanice so vsebovale 20, 40, 60 in 80 % HMJ. Rastline smo posejali tudi v rastni substrat, ki je predstavljal neonesnaženo zemljo oziroma kontrolo. V nadaljevanju se termin zemlja nanaša na mešanice rastnega substrata in HMJ oziroma rastni substrat.

Lončni poskus je potekal v objektu »Vročica celica« na Institutu »Jožef Stefan« (Ljubljana), ki izpolnjuje vse potrebne zahteve z vidika varnega rokovanja z radioaktivnim materialom. Gojenje rastlin je potekalo v kontroliranih razmerah tudi zaradi velike variabilnosti koncen-

Parameter	Kontrola	20 % HMJ v mešanici	40 % HMJ v mešanici	60 % HMJ v mešanici	80 % HMJ v mešanici
pH v CaCl_2	6,7 ± 0,1	6,6 ± 0,0	6,5 ± 0,0	6,6 ± 0,0	6,7 ± 0,1
Dostopen P_2O_5 [mg kg^{-1}]	800 ± 37	632 ± 42	485 ± 19	303 ± 24	148 ± 6
Dostopen K_2O [mg kg^{-1}]	1205 ± 57	919 ± 19	728 ± 64	437 ± 29	273 ± 29
Organska snov [%]	46 ± 6	35 ± 2	28 ± 6	18 ± 3	8,0 ± 2,9
CEC [cmol kg^{-1}]	86 ± 2	88 ± 3	91 ± 2	96 ± 1	108 ± 0,4
C [%]	26 ± 2	20 ± 1	16 ± 1	10 ± 1	4,6 ± 0,4
N [%]	1,1 ± 0,01	0,93 ± 0,03	0,72 ± 0,04	0,43 ± 0,02	0,24 ± 0,02
C/N	24 ± 3	22 ± 2	22 ± 1	24 ± 3	20 ± 3
Izmenljiv Ca [%]	66 ± 1	73 ± 2	78 ± 1	87 ± 3	93 ± 2
Izmenljiv Mg [%]	16 ± 0,1	12 ± 0,2	9,2 ± 0,6	6,0 ± 0,3	2,9 ± 0,3
Izmenljiv K [%]	3,0 ± 0,1	2,4 ± 0,1	1,7 ± 0,1	1,1 ± 0,1	0,45 ± 0,10
Izmenljiv Na [%]	0,60 ± 0,00	0,50 ± 0,00	0,40 ± 0,00	0,20 ± 0,00	0,10 ± 0,00

Preglednica 1: Pedološke značilnosti zemelj z različno vsebnostjo HMJ (avtor: P. Planinšek)
Table1: Properties of UMT-contaminated and control soils (UMT – uranium mill tailing) (Author: P. Planinšek)

tracijskih razmerij v naravnih razmerah. Ustrezne rastne razmere smo zagotovili z umetno svetlobo in prezračevanjem. Po rastni dobi, ki je trajala približno pet mesecev, smo rastline pobrali, očistili, ločili na nadzemni in podzemni del, posušili ter s postopkom homogenizacije pripravili za nadaljnje radiokemične analize (Planinšek in drugi, 2016).

Za določitev radionuklidov v vzorcih je potrebno poznavanje radioaktivnih razpadov ter karakterističnih lastnosti posameznih radionuklidov. Ločbe posameznih radionuklidov iz vzorcev zemelj in rastlin ter njihova identifikacija in kvantifikacija so zelo dolgotrajni postopki. V vzorcih zemelj in rastlin smo določili specifične aktivnosti izbranih naravnih radionuklidov, in sicer ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{238}U in ^{230}Th v vzorcih zemelj (Smodiš in drugi, 2015) ter ^{210}Pb , ^{226}Ra , $^{234,235,238}\text{U}$ in $^{230,232}\text{Th}$ v vzorcih rastlin (Planinšek in drugi, 2016). Vsebnost radionuklidov v vzorcih zemelj smo določili z direktno meritvijo suhih homogeniziranih vzorcev z visokoločljivostno spektrometrijo gama, saj predhodna kemična obdelava vzorcev ni bila potrebna. V primeru rastlinskih vzorcev smo radionuklide najprej izolirali iz matrice z uporabo radiokemijskih separacijskih tehnik (Štok in Smodiš, 2010; Štok in drugi 2010; Benedik in Tavčar, 2001; Horwitz, 1995) ter nato koncentracijo aktivnosti posameznega radionuklida izmerili s pomočjo spektrometrije alfa, saj so bile vsebnosti radionuklidov v rastlinah nizke. V vzorcih zemelj so bili določeni tudi pedološki parametri, kot so vsebnost organske snovi, pH, dostopna P_2O_5 in K_2O , kationska izmenjevalna kapaciteta (CEC), organski ogljik (C), celokupni dušik (N), razmerje C/N. Dobljene rezultate smo ovrednotili in ustrezno statistično obdelali ter izračunali koncentracijska razmerja.

^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra in ^{210}Pb v rastlinah

Na slikah 4 do 7 so prikazane koncentracije aktivnosti posameznega radionuklida v rastlinah oziroma rastlinskih delih. Dodatno je prikazano, ali je odvisnost med vsebnostjo radionuklida v rastlini in zemlji linearno odvisna. Na navpični osi so predstavljene vrednosti posameznega radionuklida v rastlini. Točke predstavljajo koncentracijo aktivnosti za vsako posamezno ponovitev (vsaka stopnja onesnaženosti zemlje s HMJ je obsegala

štiri ponovitve). Povprečne koncentracije aktivnosti za ^{238}U v rastlinah, ki so rastle v s HMJ onesnaženo zemljo, so $0,24 - 39 \text{ Bq kg}^{-1}$ (razpon predstavlja povprečno minimalno vrednost pri 20 % vsebnosti HMJ do povprečno maksimalno vrednost pri 80 % vsebnosti HMJ pri skupno vseh rastlinah), medtem ko so bile povprečne vrednosti pri kontrolah nižje od $3,7 \text{ Bq kg}^{-1}$. Za ^{230}Th so dobljene povprečne vrednosti $1,5 - 250 \text{ Bq kg}^{-1}$ in pod 21 Bq kg^{-1} za kontrole. Vrednosti povprečne koncentracije aktivnosti ^{226}Ra so $21 - 322 \text{ Bq kg}^{-1}$ in so pod 6 Bq kg^{-1} za kontrole. Dobljene povprečne vrednosti ^{210}Pb so $3,0 - 276 \text{ Bq kg}^{-1}$ in pod $3,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ v kontrolnih rastlinah. Rezultati so pokazali statistično signifikantno linearno povezavo med vsebnostjo radionuklidov v zemlji in rastlinah.

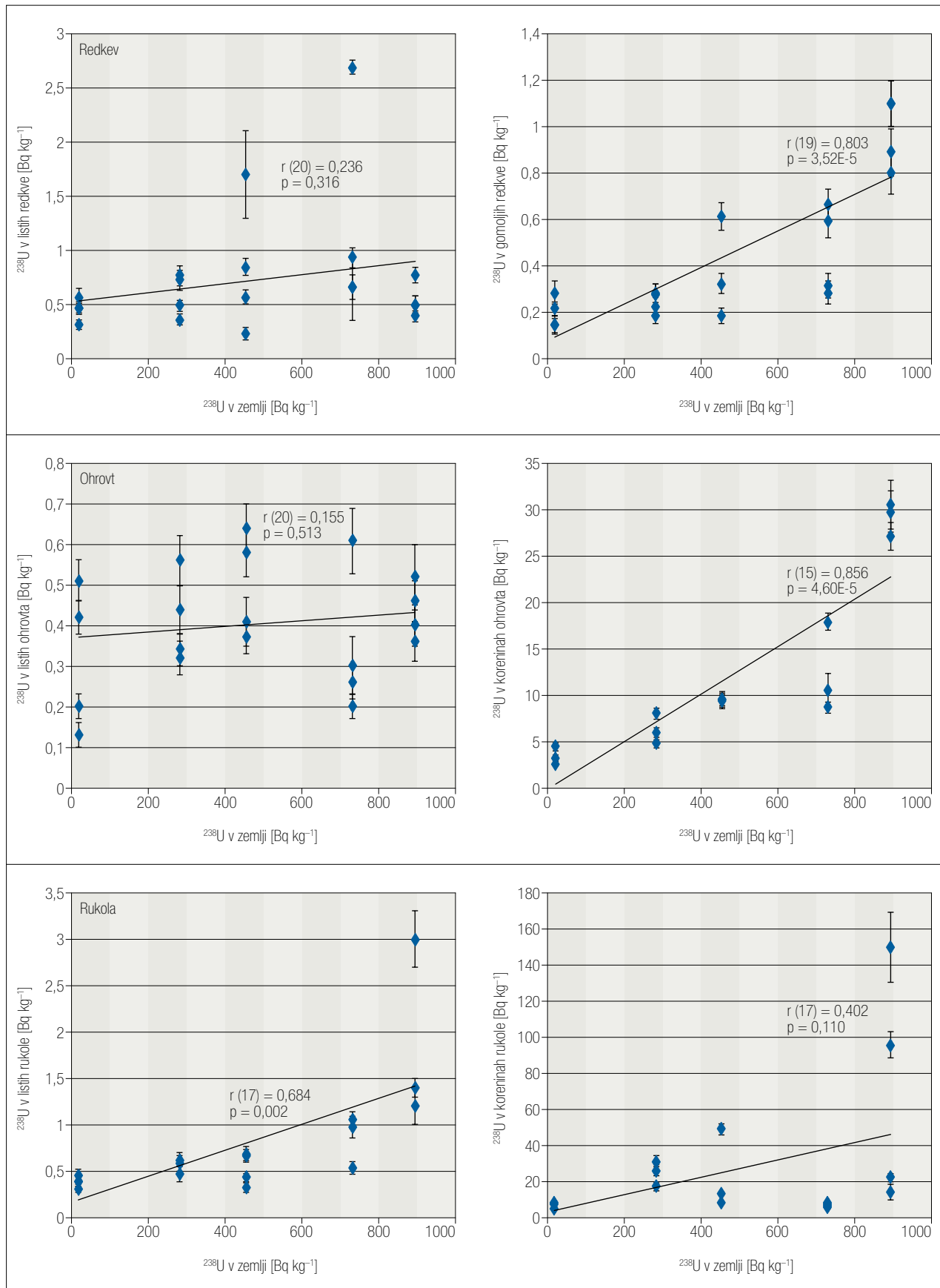
Vpliv pedoloških značilnosti

V preglednici 1 so predstavljene pedološke značilnosti posamezne rastne mešanice. Rezultati so predstavljeni kot povprečne vrednosti s standardnim odklom štirih podvzorcev, odvzetih iz posamezne mešanice. Iz preglednice je razvidno, da so vrednosti posameznih pedoloških parametrov posamezne rastne mešanice zelo različne, kar je verjetno posledica tega, da ima HMJ specifične lastnosti, kot je na primer velik anorganski delež. HMJ namreč ni zemlja, ampak stranski produkt intenzivne kislinske obdelave uranove rude v procesu pridobivanja rumene pogače. Statistična obdelava dobljenih rezultatov je pokazala linearno povezavo med vsebnostjo radionuklidov v rastlinah in pedološkimi lastnostmi. Tako je bila linearna povezava med vsebnostjo radionuklidov (^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra in ^{210}Pb) v rastlinah in večino pedoloških parametrov (dostopna P_2O_5 in K_2O , vsebnost organske snovi, celokupni N, organski C in razmerje C/N) negativna, medtem ko za pH statistična analiza ni pokazala linearne odvisnosti, saj je le-ta praktično enak za vse mešanice, kot je tudi razvidno iz preglednice 1. Kot zelo pomemben faktor pri privzemu radionuklidov se je pokazala kationska izmenjevalna kapaciteta (CEC), saj je bila linearna odvisnost pozitivna, kar potrjujejo tudi druge študije (IAEA, 2010; Smodiš in drugi, 2015; Vandenhove in drugi, 2007). Statistična analiza je pokazala, da so fizikalno-kemijske oziroma pedološke značilnosti preučevanih rastnih mešanic pomembni dejavniki pri prenosu naravnih radionuklidov iz zemlje v rastline.

Radionuklid	Redkev	Ohrovt	Rukola
^{238}U	$6,29 \times 10^{-4} - 1,01 \times 10^{-2}$	$4,82 \times 10^{-4} - 1,66 \times 10^{-2}$	$1,16 \times 10^{-3} - 2,03 \times 10^{-2}$
^{230}Th	$1,39 \times 10^{-3} - 1,98 \times 10^{-2}$	$6,82 \times 10^{-4} - 1,60 \times 10^{-2}$	$1,58 \times 10^{-3} - 2,33 \times 10^{-2}$
^{226}Ra	$4,55 \times 10^{-3} - 4,59 \times 10^{-2}$	$6,02 \times 10^{-3} - 9,04 \times 10^{-2}$	$1,30 \times 10^{-2} - 7,13 \times 10^{-2}$
^{210}Pb	$1,96 \times 10^{-3} - 1,02 \times 10^{-2}$	$9,16 \times 10^{-4} - 1,58 \times 10^{-2}$	$1,82 \times 10^{-3} - 3,17 \times 10^{-2}$

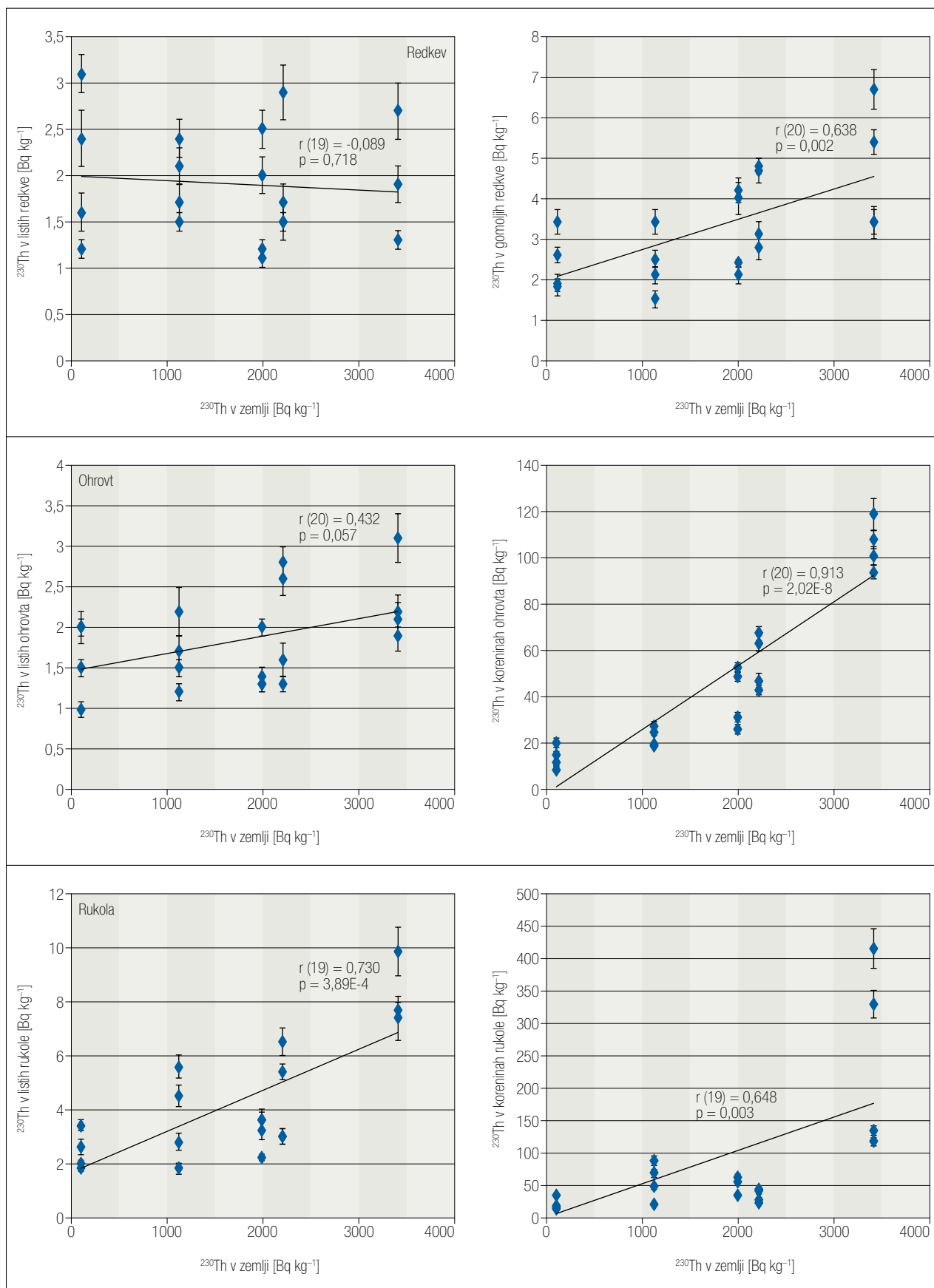
Preglednica 2: CR vrednosti za izbrane radionuklide ter redkev, ohrovt in rukolo iz s HMJ onesnaženo zemljo (avtor: P. Planinšek)

Table 2: The CR values for selected radionuclides and radish, savoy and rocket grown in UMT-contaminated soil (Author: P. Planinšek)



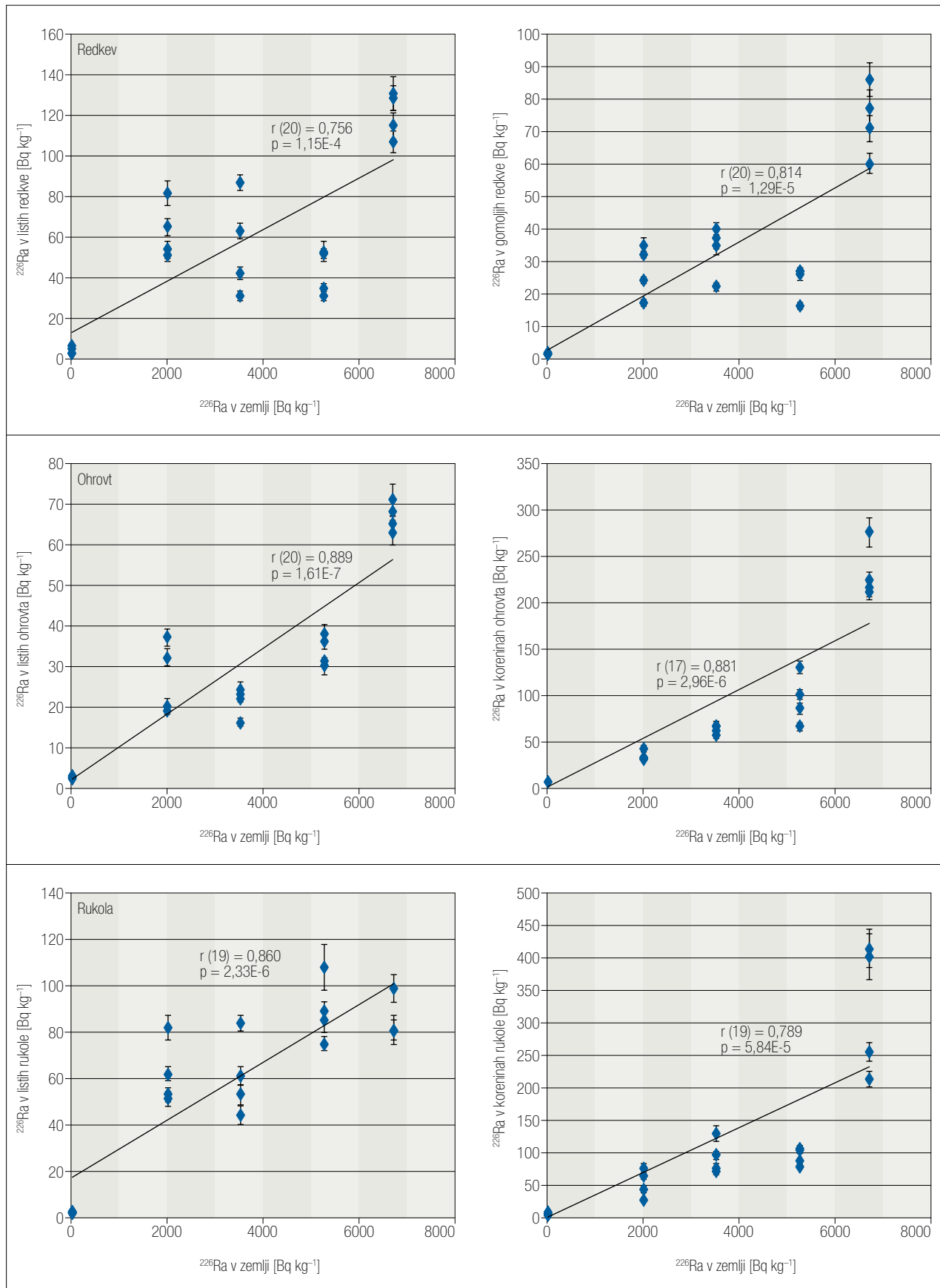
Slika 4: Koncentracije aktivnosti ^{238}U (Bq/kg , suhe snovi) v nadzemnem in podzemnem delu redkve, ohrovtja in rukole (s Pearsonovim korelacijskih koeficientom in p vrednostjo, v oklepaju je število upoštevanih rezultatov) (avtor: P. Planinšek)

Figure 4: Concentrations of ^{238}U activity (Bq/kg dry matter) in shoot and root systems of a radish, savoy and rocket (with Pearson correlation coefficient and p value, number of observations in parenthesis) (Author: P. Planinšek)



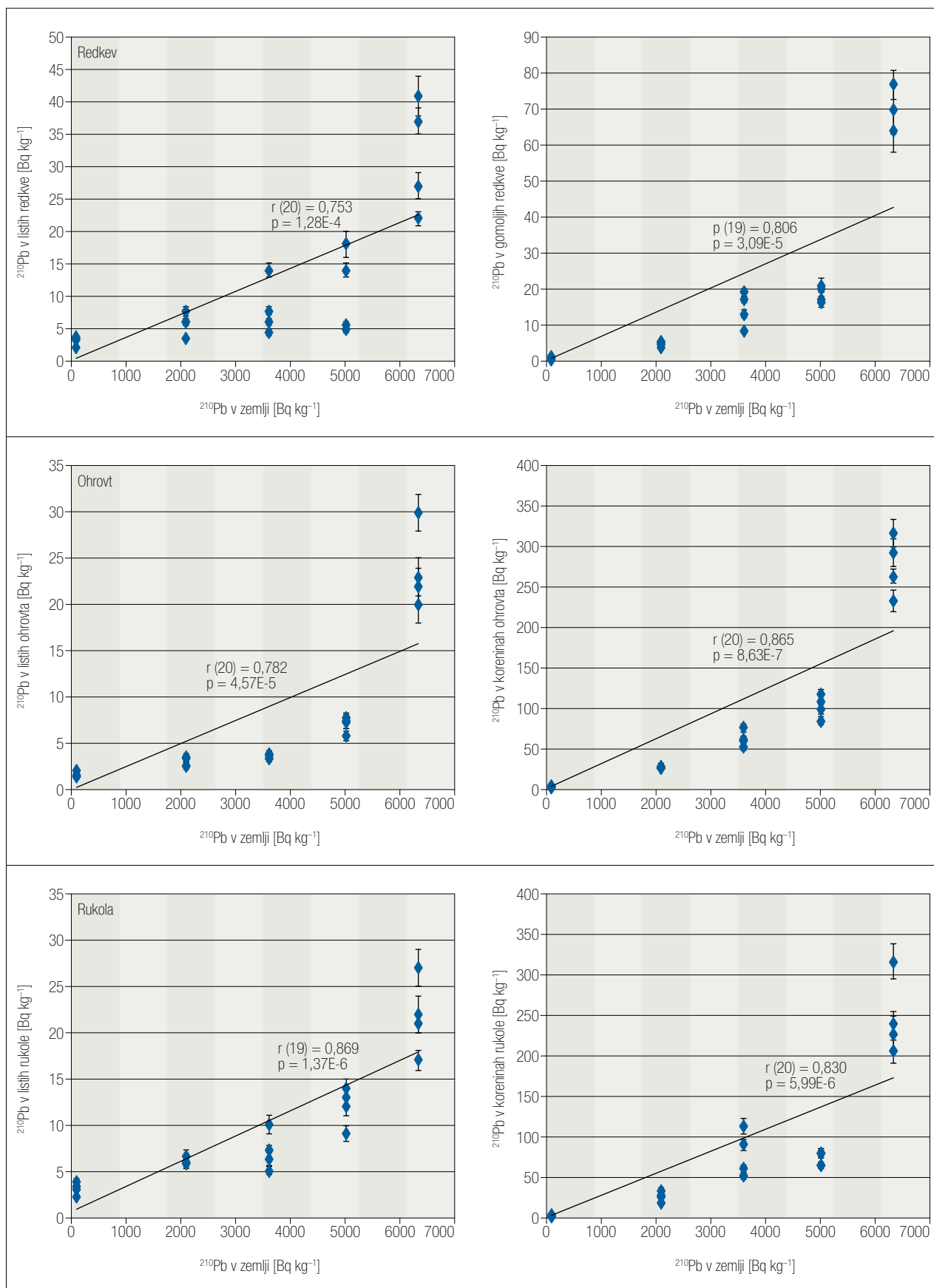
Slika 5: Koncentracije aktivnosti ^{230}Th [Bq/kg , suhe snovi] v nadzemnem in podzemnem delu redkve, ohrovta in rukole (s Pearsonovim korelacijskih koeficientom in p vrednostjo, v oklepaju je število upoštevanih rezultatov) (avtor: P. Planinšek)

Figure 5: The ^{230}Th activity concentrations [Bq/kg dry matter] in shoot and root systems of radish, savoy and rocket (with Pearson correlation coefficient and p value, number of observations in parenthesis) [Author: P. Planinšek]



Slika 6: Koncentracije aktivnosti ^{226}Ra [Bq/kg , suhe snovi] v nadzemnem in podzemnem delu redkve, ohrovtu in rukole (s Pearsonovim korelacijskih koeficientom in p vrednostjo, v oklepaju je število upoštevanih rezultatov) (avtor: P. Planinšek)

Figure 6: The ^{226}Ra activity concentrations [Bq/kg dry matter] in shoot and root systems of radish, savoy and rocket (with Pearson correlation coefficient and p value, number of observations in parenthesis) [Author: P. Planinšek]



Slika 7: Koncentracije aktivnosti ^{210}Pb (Bq/kg , suhe snovi) v nadzemnem in podzemnem delu redkve, ohrovta in rukole (s Pearsonovim korelacijskih koeficientom in p vrednostjo, v oklepaju je število upoštevanih rezultatov) (avtor: P. Planinšek)

Figure 7: The ^{210}Pb activity concentrations (Bq/kg dry matter) in shoot and root systems of a radish, savoy and rocket (with Pearson correlation coefficient and p value, number of observations in parenthesis) [Author: P. Planinšek]

Koncentracijska razmerja kot pomemben vhodni podatek

Koncentracijska razmerja se uporabljajo pri izračunih napovedovalnih modelov predvsem po izpustu radioaktivne snovi v okolje kot tudi pri ocenah sevalne obremenitve ljudi in okolja. Iz podatkov, dobljenih med poskusom, smo izračunali koncentracijska razmerja za ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra in ^{210}Pb za užitne dele preučevanih rastlin. V tabeli 2 so predstavljena koncentracijska razmerja za rastline, ki so rastle v zemlji s HMJ.

Preučevane rastline lahko uvrstimo v dve različni kategoriji zelenjave, in sicer listnato zelenjavo in gomoljnice. Dobljene vrednosti so v splošnem od enega do dva velikostna razreda nižje v primerjavi s povprečnimi vrednostmi, ki jih poroča MAAE (Mednarodna agencija za atomsko energijo) za ti dve kategoriji (IAEA, 2010). MAAE poroča, da je razlika med CR vrednostmi za različne tipe zemlje lahko tudi do dva velikostna razreda. Po drugi strani pa je prenos radionuklidov odvisen tudi od (1) kemijskih lastnosti radionuklida, (2) presnovnih in biokemijskih mehanizmov rastlinskega privzema, (3) razstrupitvenih mehanizmov, (4) hidroloških lastnosti zemlje in (5) biološke dostopnosti radionuklidov (IAEA, 2010).

Najvišjo CR vrednost ima radij, za katerega je značilno, da se zaradi svojih kemijskih značilnosti lahko izmenjuje z drugimi makrohranili, kot sta kalcij in magnezij (Lauria in drugi, 2009). Radij se tako lahko v večji meri kot ostali naravni radionuklidi prenaša v rastline ter se posledično, tudi s prehrano, biokoncentrira v kosteh ljudi in

živali, kjer lahko zaradi radioaktivnega razpada ^{228}Ra in ^{226}Ra vpliva na povečano tveganje za nastanek rakastih obolenj. Ocenjene CR vrednosti so bile pri vseh treh rastlinah manjše od 1, kar pomeni, da redkev, ohrovt in rukola niso primerni za fitoremediacijske namene pod preučevanimi pogoji.

Sklepne misli

Naravni radionuklidi so eden izmed dejavnikov, ki povzročajo povečano tveganje za nastanek rakastih obolenj, zato je čim natančnejše poznavanje njihovega obnašanja v okolju zelo pomembno pri oceni izpostavljenosti splošne populacije. V okviru študije smo poglobili poznavanje procesov biološkega privzema naravnih radionuklidov v specifičnem okolju. Ugotovili in statistično smo potrdili, da so fizikalno-kemijske oziroma pedološke značilnosti pomemben dejavnik pri prenosu radionuklidov iz zemlje v rastline, ki se uporabljajo v prehrani ljudi. Linearna odvisnost je bila med vsebnostjo radionuklidov v rastlinah in CEC pozitivna, med vsebnostjo radionuklidov v rastlinah in ostalimi radionuklidi pa negativna. Z dobljenimi CR vrednostmi smo dopolnili podatkovno bazo o koncentracijskih razmerjih, ki so pomemben podatek pri ocenah vplivov radioaktivnih snovi na ekosisteme ter posledično tudi na človeka. Ugotovili smo, da redkev, ohrovt in rukola privzemajo in kopičijo radionuklide, vendar ne toliko, da bi bili primerni za fitoremediacijo onesnaženih območij pod preučevanimi pogoji. Največja CR vrednost, ki je znašala za ^{226}Ra v ohrovtu $9,04 \times 10^{-2}$, je bila manjša od 1. Dodana vrednost poznavanja obnašanja naravnih radionuklidov v okolju se pokaže predvsem pri odlagališčih TENORM.

Viri in literatura

- Benedik, L., Jeran, Z., 2012. Radiological of Natural and Mineral Drinking Waters in Slovenia. *Radiat. Prot. Dosimetry*, 151, 1–8.
- Benedik, L., Klemencic, H., Repinc, U., Vrecek, P., 2003. Uranium and its decay products in samples contaminated with uranium mine and mill waste. *Phys. IV France*, 107, 147–150.
- Benedik, L., Tavčar, P., 2001. Determination of ^{210}Pb and ^{210}Po in environmental samples. *Acta. Chim. Slov.*, 48, 199–213.
- Blaylock, M. J., Salt, D. E., Dushenkov, S., Zakharova, O., Gussman, C., Kapulnik, Y., Ensley, B. D., Raskin, I., 1997. Enhanced Accumulation of Pb in Indian Mustard by Soil- Applied Chelating Agents. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 860–865.
- D'Antuono, L. F., Elementi, S., Neri, R., 2009. Exploring new potential health-promoting vegetables: Glucosinolates and sensory attributes of rocket salads and related *Diplotaxis* and *Eruca* species. *J. Sci. Food Agric.*, 89, 713–722.
- Duquène, L., Vandenhove, H., Tack, F., Meers, E., Baeten, J., Wannijn, J., 2009. Enhanced phytoextraction of uranium and selected heavy metals by Indian mustard and ryegrass using biodegradable soil amendments. *Sci. Total Environ.*, 407, 1496–1505.
- Ebbs, S. D., Brady, D. J., V Kochian, L., 1998. Role of uranium speciation in the uptake and translocation of uranium by plants. *Nutrition*, 49, 1183–1190.
- Horwitz, E. P., 1995. Separation and preconcentration of actinides by extraction chromatography using a supported liquid anion exchanger: application to the characterization of high-level nuclear waste solutions. *Anal. Chim. Acta.*, 310, 63–78.
- Huang, J. W., Blaylock, M. J., Kapulnik, Y., Ensley, B. D., 1998. Phytoremediation of Uranium-Contaminated Soils: Role of Organic Acids in Triggering Uranium Hyperaccumulation in Plants. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 2004–2008.
- IAEA, 2010. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater, no. 472. Vienna, International Atomic Energy Agency (IAEA).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Ann. ICRP* 37 (2-4).
- Križman, M., Byrne, A. R., Benedik, L., 1995. Distribution of ^{230}Th in milling wastes from the Zirovski vrh uranium mine (Slovenia), and its radioecological implications. *J. Environ. Radioact.*, 26, 223–235.
- Lauria, D. C., Ribeiro, F. C., Conti, C. C., Loureiro, F., 2009. Radium and uranium levels in vegetables grown using different farming management systems. *J. Environ. Radioact.*, 100, 176–83.
- Liu, D., Jiang, W., Liu, C. Xin, C., Hou, W., 2000. Uptake and accumulation of lead by roots, hypocotyls and shoots of Indian mustard [*Brassica juncea* (L.)]. *Bioresour. Technol.*, 71, 273–277.

15. Madruga, M. J., Brogueira, A., Alberto, G., Cardoso, F., 2001. Ra bioavailability to plants at the Urgeiriça uranium mill tailings site. *J. Environ. Radioact.*, 54, 175–188.
16. Planinšek, P., Smodiš, B., Benedik, L., 2016. Simultaneous determination and uptake assessment of selected radionuclides in plants grown in substrate contaminated with U-mill tailings. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 309, 351–365.
17. Pöschl, M., Nollet, L. M. L., 2007. *Radionuclide Concentrations in Food and the Environment*. Boca Raton: CRC Press, Taylor and Francis Group.
18. Pucej, B., Martinčič, R., 1990. Radioaktivnost v človekovem okolju. *Ujma*, 4, 132–135.
19. RŽV, 2017. Spletna stran podjetja RUDNIK ŽIROVSKI VRH, javno podjetje za zapiranje rudnika urana, d. o. o., <http://www.rudnik-zv.si/>, maj 2017.
20. Sanzharova, N., Fesenko, S., Reed, E., 2009. Processes governing radionuclide transfer to plants. V: *Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments*, Vienna, IAEA (International Atomic Energy Agency), 2009, 123–138.
21. Smodiš, B., Černe, M., Jačimović, R., Benedik, L., 2015. Transfer of uranium and radium to Chinese cabbage from soil containing elevated levels of natural radionuclides. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 306, 685–694.
22. Soudek, P., Petrová, S., Benesová, D., Kotyza, J., Vágner, M., Vanková, R., Vanek, T., 2010. Study of soil-plant transfer of ^{226}Ra under greenhouse conditions. *J. Environ. Radioact.*, 101, 446–50.
23. Štok, M., Smodiš, B., 2010. Fractionation of natural radionuclides in soils from the vicinity of a former uranium mine Žirovski vrh, Slovenia. *J. Environ. Radioact.*, 101, 22–28.
24. Štok, M., Smodiš, B., Petrinc, B., 2010. Natural radionuclides in sediments and rocks from Adriatic Sea. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 286, 303–308.
25. URSJV, 2016. Razširjeno poročilo o varstvu pred ionizirajočimi sevanji in jedrski varnosti v Republiki Sloveniji leta 2015. Ljubljana, Uprava Republike Slovenije za jedrsko varnost (URSJV), 168.
26. Van der Strich R., Kirchmann, R., 2001. *Radioecology: Radioactivity & Ecosystems*. Liege, International Union of Radioecology.
27. Vandenhove, H., Van Hees, M., Wouters, K., Wannijn, J., 2007. Can we predict uranium bioavailability based on soil parameters? Part 1: effect of soil parameters on soil solution uranium concentration. *Environ. Pollut.*, 145, 587–95.
28. Vreček, P., Benedik, L., 2002. Determination of ^{210}Pb and ^{210}Po in sediments, water, and plants in an area contaminated with mine waste. *Mine Water Environ.*, 21, 156–159.
29. Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., Ma, L. Q., 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Sci. Total Environ.*, 368, 456–464.